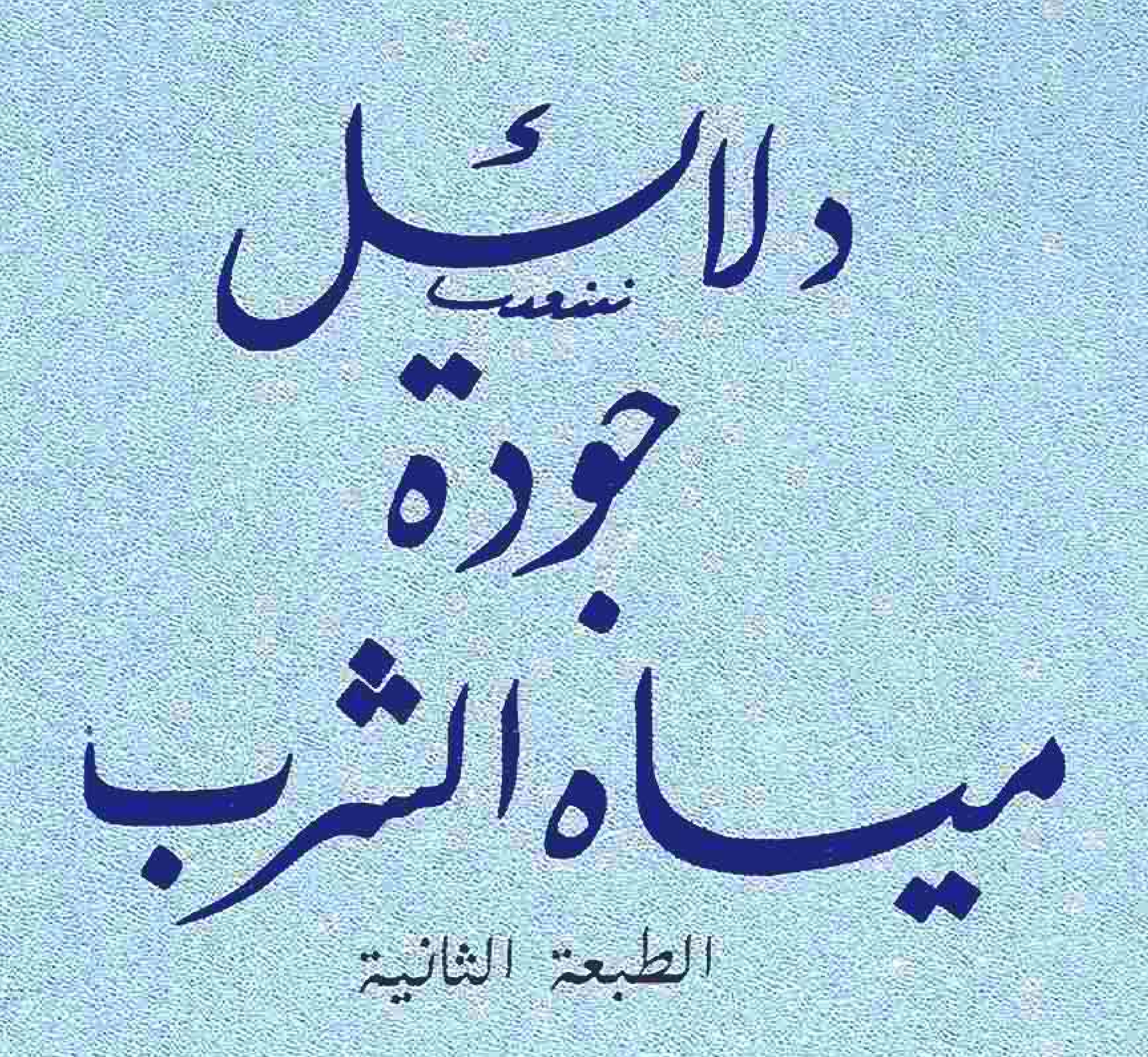


دلائل جودة مياه الشرب

الطبعة الثانية



الجزء الأول
التوصيات



منظمة الصحة العالمية
المكتب الإقليمي لشرق المتوسط

منظمة الصحة العالمية هي وكالة متخصصة من وكالات الأمم المتحدة تناط بها المسؤولية الرئيسية عن الأمور الصحية الدولية والصحة العامة. ومن خلال هذه المنظمة التي أنشئت في عام 1948 تتبادل المهن الصحية في أكثر من 185 بلداً معارفها وخبراتها لكي يبلغ جميع مواطني العالم بحلول العام 2000 مستوى من الصحة يمكنهم من أن يعيشوا حياة منتجة اجتماعياً واقتصادياً.

وتعمل المنظمة في إطار من التعاون التقني المباشر مع الدول الأعضاء فيها وعن طريق التشجيع على هذا التعاون فيما بين هذه الدول على تعزيز الخدمات الصحية والوقاية من الأمراض ومكافحتها، وتحسين الأحوال البيئية وتنمية الموارد البشرية الصحية، وتنسيق وتطوير البحوث الخاصة بالخدمات الصحية والطبية وتخطيط وتنفيذ البرامج الصحية.

وتشمل هذه المجالات الواسعة من الجهود على مجموعة كبيرة من الأنشطة مثل تطوير نظم الرعاية الصحية الأولية التي تصل إلى كافة السكان في البلدان الأعضاء، وتعزيز صحة الأمهات والأطفال ومكافحة سوء التغذية والملاريا وغيرها من الأمراض السارية، بما في ذلك، السل والجذام وتنسيق الاستراتيجية العالمية من أجل مكافحة مرض الإيدز والوقاية منه، وهي تعمل بعد تحقيق هدف استئصال الجدري، على تعزيز التمنيع الجماعي ضد عدد من الأمراض التي يمكن الوقاية منها، وتحسين الصحة النفسية، وتوفير إمدادات المياه المأمونة وتدريب العاملين في مجال الصحة من كل الفئات.

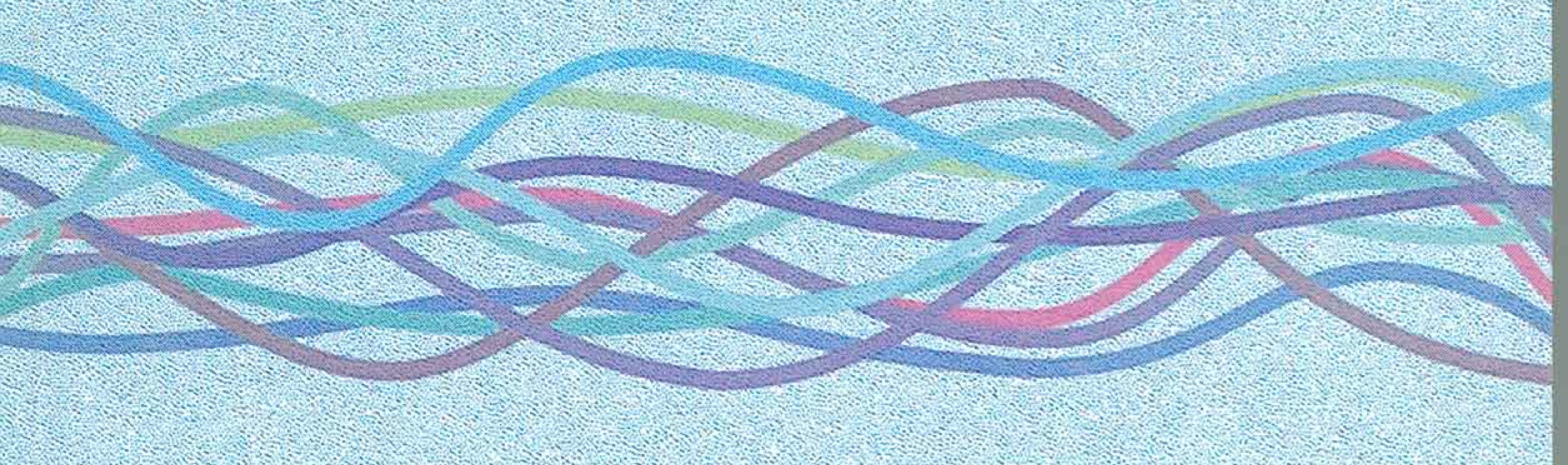
والتقدم نحو صحة أفضل في جميع أنحاء العالم يتطلب تعاوناً دولياً في مسائل عدة مثل وضع معايير دولية للمواد البيولوجية ومبيدات الهوام والمواد الصيدلانية، وصياغة معايير للصحة البيئية والتوصية بأسماء دولية غير مسجلة الملكية للأدوية وتقديم التنظيمات الصحية الدولية ومراجعة التصنيف الإحصائي الدولي للأمراض والمشكلات الصحية المتعلقة بها وجمع ونشر المعلومات الإحصائية الصحية.

وتجسيداً لاهتمامات وأولويات المنظمة ودولها الأعضاء فإن منشورات منظمة الصحة العالمية توفر المعلومات الموثوقة والارشاد بهدف تعزيز الصحة ووقايتها ومكافحة الأمراض والوقاية منها.

صدرت الطبعة الأولى من الأجزاء الثلاثة لكتاب "دلائل جودة مياه الشرب" في العامين 1984 ـ 1985 وشاع استخدامها على نطاق واسع منذ ذلك الحين كأساس لوضع المعايير الوطنية لضمان مأمونية مياه الشرب. وقد تضمنت الأجزاء الثلاثة قيماً دلالية لعدد كبير من مكونات المياه وملوثاتها، في مختلف الجوانب المكروبيولوجية والبيولوجية والكيميائية، بالإضافة إلى العناصر المنبهة للحواس والعناصر الإشعاعية.

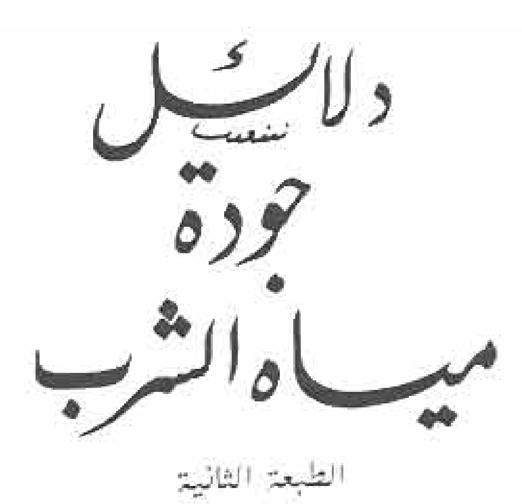
أما هذه الطبعة الجديدة فقد روجعت فيها جميع القيم الدلالية الموصى بها، وتم تحديثها، حيثما دعت الضرورة، في ضوء المعلومات العلمية المستجدة. ويشتمل المجلد الأول على القيم الدلالية نفسها، مع شرح لكيفية استخدامها، وكذلك على المعايير المستخدمة في انتقاء مختلف الملوثات المرشحة للدراسة، بالإضافة إلى وصف للأساليب المتبعة في استنباط هذه القيم الدلالية، وموجز الوقائع التي تدعم القيم الموصى بها أو التي تؤكد عدم الحاجة إلى وجود قيم دلالية مرتكزة على الصحة في الوقت الحاضر.

ويؤكد الكتاب أيضاً أن القيم الدلالية الموصى بها لا تمثل حدوداً إلزامية للجميع، بل تقوم السلطات الوطنية بتعيين هذه الحدود من منطلق مقارنة الفائدة بمقدار الخطر؛ على أن تؤخذ الظروف البيئية المحلية والأوضاع الاجتماعية والاقتصادية والثقافية في الاعتبار.



ISBN 92-9021 257-8

السعر: سبعة دولارات أمريكية



الطبعة الثانية

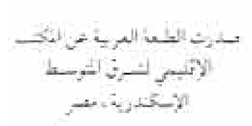
الجزء الأول

التوصيات

صدرت الطبعة الإنكليزية عن المقر
الرئيسي لمنظمة الصحة العالمية
جنيف، سويسرا



1999


صدرت الطبعة العربية عن المكتب
الإقليمي لشرق المتوسط
الإسكندرية، مصر

Guidelines for drinking-water quality

Second Edition, Volume 1,
Recommendations

بيانات الفهرسة أثناء النشر

منظمة الصحة العالمية - المكتب الإقليمي لشرق المتوسط؛ مترجم

دلائل جودة مياه الشرب: التوصيات - الطبعة الثانية

مجلد ١، ص .

صدرت الطبعة الإنكليزية في جنيف 1993 ISBN 92 4 154460 0

١ - مياه الشرب - معايير - جودة

تصنيف المكتبة الطبية القومية . ISBN 92-9021-257-8 (V.1) (NLM Classification: WA 675)

طبع في ج م ع

المُحتَوى

شكر وتقدير

لقد كان لعمل المنسقين التالية أسماءهم أهمية حاسمة في وضع الجزئين 1، 2 من الدلائل:

ج.ك. فوويل، مركز الأبحاث المائية، إنكلترا (المكوّنات اللاعضوية)
ج.ر. ميكمان، إدارة الصحة الوطنية والرفاه، كندا (المواد المشعة)
و. لوند، معهد جودة المياه، الدانمارك (المكوّنات العضوية ومبيدات الهوام)
ب. منتز، وكالة الحماية البيئية، الولايات المتحدة الأمريكية (المطهرات والمنتجات الثانوية المطهرة)
ي.ب. بايك، مركز أبحاث المياه، إنكلترا (علم الأحياء المجهرية)

أما منسق الجزء 3 من دلائل جودة مياه الشرب فهو السيد ج. بارترام من معهد روبنز للصحة والسلامة، إنكلترا.

أما المنسقون من منظمة الصحة العالمية فهم السادة:

المقر الرئيسي: هـ. جلال ـ غورشيف، البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية،
ر. هيلمر، قسم الصحة البيئية.
المكتب الإقليمي لأوروبا: إكس. بونفوي، البيئة والصحة، و. إسبينوزا، البيئة والصحة.

السيدة مارلا شيفر من أوتاوا، كندا، كانت المسؤولة عن التحقيق العلمي للدلائل.

وقد أمكن عقد اجتماعات مجموعة التنسيق والمراجعة بفضل الدعم المادي المقدم إلى منظمة الصحة العالمية من قبل وكالة التنمية الدولية الدانماركية (DANIDA) والدول الراعية التالية: بلجيكا، كندا، فرنسا، إيطاليا، هولندا، المملكة المتحدة، الولايات المتحدة الأمريكية.

وفضلاً عن ذلك تم استلام مساهمات مالية لعقد الاجتماع الأخير لمجموعة المهمة النهائية من الوكالة النرويجية لتنمية التعاون (NORAD)، ومن إدارة التنمية لما وراء البحار. المملكة المتحدة (ODA)، واتحاد خدمات المياه في المملكة المتحدة، وهيئة التنمية الدولية السويدية (SIDA)، وحكومة اليابان.

ونعرب عن الشكر والامتنان لجهود كل من ساعد في إعداد وإنجاز "دلائل جودة مياه الشرب".

الرموز والاختصارات المستخدمة في النص

ADI	المدخول اليومي المقبول
FAO	الفاو (منظمة الأغذية والزراعة التابعة لهيئة الأمم المتحدة)
IARC	الوكالة الدولية لأبحاث السرطان
ICRP	الهيئة الدولية للحماية من الإشعاع
ILO	منظمة العمل الدولية
IPCS	البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية
IQ	حاصل الذكاء
ISO	المنظمة الدولية للتقييس
JECFA	لجنة الخبراء المشتركة حول المضافات الغذائية التابعة لمنظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية
JMPR	الاجتماع المشترك حول مبيدات الهوام بين منظمتي الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية
LOAEL	مستوى التأثير الضار الأدنى الذي يمكن ملاحظته
NOAEL	مستوى التأثير الضار غير الملاحظ
NTU	وحدة قياس العكَر (الكَدَر)
PMTDI	المدخول اليومي الأقصى المؤقت الممكن احتماله
PTWI	المدخول الأسبوعي المؤقت الممكن احتماله
TCU	وحدة اللون الحقيقية
TDI	المدخول اليومي الممكن احتماله
UNEP	برنامج البيئة التابع لمنظمة الأمم المتحدة
WHO	منظمة الصحة العالمية

تمهيـــد

قامت منظمة الصحة العالمية (WHO) في عامي 1984 و 1985 بنشر الطبعة الأولى من كتاب "دلائل جودة مياه الشرب" في ثلاثة أجزاء، وقد جرى تنظيم تطوير هذه الدلائل وتنفيذها بصورة مشتركة من قبل المقر الرئيسي لمنظمة الصحة العالمية ومكتبها الإقليمي الأوروبي (EURO).

وفي عام 1988، اتخذ القرار داخل منظمة الصحة العالمية للبدء في مراجعة الدلائل، وشارك في العمل مرة ثانية كل من المقر الرئيسي لمنظمة الصحة العالمية ومكتبها الإقليمي في أوروبا. أما داخل مقر المنظمة فقد شارك فيه كل من وحدة الوقاية من التلوث البيئي (PEP) ومنظمة العمل الدولية (ILO) وبرنامج البيئة التابع للأمم المتحدة (UNEP) ومنظمة الصحة العالمية في البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (IPCS) حيث قدمت المنظمة الأخيرة المُدْخل الرئيسي حول التقديرات المتعلقة بالمخاطر الصحية الناجمة عن وجود المواد الكيميائية في مياه الشرب.

ويجري نشر الدلائل المنقحة في ثلاثة أجزاء، ويتضمن الجزء الأول "القيم الدلالية للمكونات المختلفة في مياه الشرب" وهي تمثل التوصيات والمعلومات الأساسية المطلوبة لفهم أساس القيم، في حين يحتوي الجزء الثاني الذي يحمل عنوان "معايير صحية ومعلومات داعمة أخرى" على دراسات خاصة بالمعايير المُعَدَّة لكل مادة أو ملوث، وقد وضعت القيم الدلالية على أساسها. أما الجزء الثالث وهو "الترصُّد ومراقبة الإمدادات المجتمعية"، فيقصد منه خدمة هدف مختلف تماما فهو يحتوي على توصيات ومعلومات حول ما يجب عمله ضمن المجتمعات الصغيرة، وخاصة في البلدان النامية حفاظا على إمدادات المياه فيها.

لقد استغرق إعداد الطبعة الحالية من "دلائل جودة مياه الشرب" فترة أربع سنوات حيث استدعى الأمر مشاركة العديد من المؤسسات وما يزيد عن 200 خبير من أربعين بلداً من مختلف البلدان النامية والمتقدمة بالإضافة إلى عقد 18 اجتماعاً لمجموعات التنسيق والمراجعة المتنوِّعة. لقد كان لعمل هذه المؤسسات والعلماء المبينة أسماؤهم في الملحق 1، كبير الأثر في إنجاز الدلائل وقد حظي هذا العمل بتقدير كبير.

وقد حظي كل مُلَوِّث أو مادة يجري النظر فيهما بدَوْلة قيادية أعدت مسودة وثيقة تقدر فيها مخاطرهما على صحة البشر في حالة تعرضهم للملوث أو المادة الموجود في مياه الشـرب. وقامت بإعداد وثائق التقييم البلدان التالية: كندا، الدانمارك، فنلنده، ألمانيا، إيطاليا، اليابان، هولنده، النرويج، بولندا، السويد، المملكة المتحدة، الولايات المتحدة الأمريكية.

وبإشراف المسؤول عن تنسيق كل جانب من الجوانب الرئيسية للدلائل، تمت مراجعة مسودات وثائق التقييم هذه من قبل مؤسسات علمية متعددة وطائفة مختارة من الخبراء، ومن ثم جرى دمج التعليقات من قبل المنسق والمؤلف قبل تقديمها للتقييم النهائي من قبل مجموعة المراجعة، ثم اتخذت هذه المجموعة قرارها حول تقدير المخاطر الصحية واقترحت قيمة دلالية.

وكان مما يؤخذ بعين الاعتبار على الدوام، خلال إعداد وثائق التقييم الأولية، وأثناء اجتماعات لجنة التنقيح والمراجعة، أخذ تقديرات المخاطر السابقة التي وضعها البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (IPCS) في دراساته لمعايير الصحة البيئية، والوكالة الدولية لأبحاث السرطان، والاجتماعات المشتركة لمنظمة الصحة العالمية ومنظمة التغذية والزراعة (FAO) حول ثمالات مبيدات الهوام وكذلك لجنة الخبراء المشتركة التابعة لهما حول المضافات الغذائية، التي تتولى تقييم الملوثات كالرصاص والكادميوم، بالإضافة إلى المضافات الغذائية.

ومن الواضح أنه لم يجر تقييم كافة المواد الكيميائية التي يمكن أن توجد في مياه الشرب خلال وضع هذه الدلائل. ويجب لفت انتباه منظمة الصحة العالمية إلى وجوب إدخال المواد الكيميائية ذات الأهمية بالنسبة للدول الأعضاء، والتي لم يتم تقييمها بعد، في أي عملية مراجعة مستقبلية.

وهناك خطة للقيام بعملية مراجعة مستمرة لدلائل جودة مياه الشرب يتم تركيزها على عدد من المواد أو العوامل الخاضعة للتقييم سنوياً، وسيتم إصدار ملاحق عند الضرورة تضم أعمال تقييم لمواد جديدة أو مواد سبق تقييمها وتوفرت عنها معلومات علمية جديدة. أما المواد التي وضعت لها قيم دلالية مؤقتة فسيكون لها أولوية عالية في إعادة التقييم.

1. المقدمة

يشرح هذا الجزء من "دلائل جودة مياه الشرب" كيفية استخدام القيم الدلالية الخاصة بملوثات مياه الشرب، كما يحدد المعايير المستخدمة لاختيار الملوثات المتنوعة، الكيميائية، والفيزيائية والملوّثات المكوّنة من الأحياء المجهرية، والملوّثات الإشعاعية الواردة في التقرير، كما يصف الطرائق المستخدمة في استنتاج القيم الدلالية مع تقديم بيانات موجزة، إما لدعم القيم الدلالية الموصى بها أو لشرح سبب عدم الحاجة إلى قيمة دلالية مبنية على الأساس الصحي في الوقت الحاضر.

وتتناول هذه الطبعة من كتاب الدلائل كثيراً من ملوثات مياه الشرب التي لم يسبق إدراجها في الطبعة الأولى، كما تشتمل على قيم دلالية تمت مراجعتها لكثير من الملوثات التي وردت في الطبعة الأولى، وتمّ تغييرها نتيجة لمعلومات علمية جديدة. وعليه، فإن القيم الدلالية الواردة هنا تحل محل تلك القيم الواردة في طبعة عام 1984.

وعلى الرغم من أن عدد الملوثات الكيميائية الموصى لها بقيم دلالية هو أكبر من العدد الوارد في الطبعة الأولى، فليس من المحتمل وجود جميع هذه الملوثات الكيميائية في جميع إمدادات المياه، أو حتى في جميع البلدان. ولذا، يجب التأني عند اختيار المواد التي سيتم وضع معايير وطنية من أجلها. كما يجب أخذ عدد من العوامل بعين الاعتبار، بما في ذلك جيولوجية المنطقة، وأنواع الأنشطة البشرية التي تحدث هناك. ومثال ذلك، أنه إذا لم يستخدم نوع معين من مبيدات الهوام في المنطقة، فلن يكون من المحتمل أن يظهر في مياه الشرب.

أمّا في الحالات الأخرى، مثل النواتج الثانوية المُطهِّرة، فقد لا يكون من الضروري وضع معايير لجميع المواد التي اقترحت لها قيم دلالية. فإذا مورست الكلورة، كان من المحتمل أن يكون التريهالوميثان الذي يشكل الكلوروفورم مكوناً رئيسياً فيه منتجاً ثانوياً مطهراً، بالإضافة إلى الحموض الخليّة المُكلْوَرة في بعض الأمثلة. وفي كثير من الحالات، يمكن للتحكم بمستويات الكلوروفورم وحمض التريكلوروأسيتيك، عندما يكون ذلك ملائماً، أن يزودنا بمقياس ملائم للتحكم في النواتج الثانوية الأخرى للكَلْوَرة.

وينبغي عند وضع المعايير الوطنية اتخاذ جانب الحذر، لضمان عدم تحويل الموارد النادرة من أجل وضع المعايير ومراقبة المواد ذات الأهمية الضئيلة نسبياً، ما لم تكن هناك ضرورة تفرض ذلك.

وهناك العديد من العناصر اللاعضوية التي تمت التوصية بقيم دلالية لها تبيّن أنها تمثل عناصر أساسية في الغذاء البشري. ولم تجر هنا أي محاولة لتحديد الحد الأدنى المرغوب فيه من التركيز لمثل هذه المواد في مياه الشرب.

1.1 اعتبارات عامة

أن الهدف الأول المقصود من "دلائل جودة مياه الشرب" هو حماية الصحة العامة. والمقصود من الدلائل هو أن تستخدم أساساً لوضع المعايير الوطنية، وفي حال تنفيذها على الوجه الصحيح ستضمن سلامة إمدادات مياه الشرب من خلال إزالة أو خفض تركيز مكونات المياه المعروفة بخطرها على الصحة إلى حد أدنى. ويجب التأكيد على أن القيم الدلالية الموصى بها لا تمثل حدوداً إلزامية. ولكي يتم تعيين هذه الحدود، سيكون من الضروري دراسة القيم الدلالية ضمن سياق الظروف المحلية أو الوطنية والبيئية والاجتماعية والاقتصادية والثقافية.

إن السبب الرئيسي الكامن وراء عدم تعزيز تبني المعايير الدولية الخاصة بجودة مياه الشرب هو الميزة التي يوفرها استخدام أسلوب تقدير الخطر والفائدة (كماً أو نوعاً) فيما يتعلق بوضع معايير وأنظمة وطنية. يجب أن يؤدي هذا الأسلوب إلى معايير وأنظمة يمكن تنفيذها وفرضها بسهولة ويسر. وعلى سبيل المثال، يمكن أن يؤدي تبني معايير مياه الشرب الصارمة جداً إلى الحد من توافر إمدادات المياه التي تلبي هذه المعايير، مما يمثل أحد الاعتبارات ذات الدلالة في المناطق المصابة بنقص المياه. وعلى هذا فالمعايير التي يضعها كل بلد على حدة يمكن أن تتأثر بأولويات وطنية وعوامل اقتصادية. وعلى كل حال، فلا يجوز للاعتبارات المتصلة بالسياسة والتوافر أن تسمح بتعريض الصحة العامة للخطر. كما أن تطبيق المعايير والأنظمة يستلزم مرافق وخبرة مناسبتين بالإضافة إلى الإطار التشريعي الملائم.

إن الحكم المتعلق بالسلامة ـ أو ما يمثل المستوى المقبول من الأخطار المحتملة في ظروف معينة ـ هو مسألة يجب على المجتمع بأسره أن يلعب دوراً فيها. والحكم النهائي في مسألة ما إذا كانت الفائدة الناتجة عن تبني أي من القيم الدلالية الواردة هنا بحيث تتحول إلى معايير تبرر التكلفة، متروك هنا لكل بلد ليتخذ قراره فيه. وما يجب التأكيد عليه هو أن القيم الدلالية تتسم بدرجة من المرونة وتمكنّ من إصدار الحكم بصدد التزويد بمياه الشرب ذات الجودة المقبولة.

والمياه ضرورية للحفاظ على الحياة، ومن الواجب توفير إمدادات كافية منه للمستهلكين. ولذا يجب بذل كافة الجهود لتحقيق جودة مياه الشرب إلى أقصى حد ممكن عملياً. وتظل حماية إمدادات المياه من الملوثات تمثل خط الدفاع الأول. إن حماية المنابع تمثل، على نحو ثابت تقريباً، أفضل الطرائق لضمان مياه الشرب المأمونة ويجب تفضيلها على معالجة إمدادات المياه الملوثة لكي تصبح صالحة للاستهلاك. وعلى كل حال، فعندما يتم التعرُّف على وضع ينطوي على احتمال خطر كبير، يجب النظر في المخاطر المحتملة على الصحة وفي توافر المصادر البديلة، وتوافر الإجراءات العلاجية المناسبة لكي يتخذ قرارٌ ما بصدد مقبولية الإمدادات.

كما يجب حماية مصادر المياه قدر المستطاع من التلوث من جراء الفضلات البشرية والحيوانية، التي يمكن أن تحتوي على أنواع شتى من العوامل المرضة الجرثومية والفيروسية والمتعلقة بالأوالي والطفيليات الدودية. إن التقصير في تأمين الحماية الكافية والعلاج الفعال سيعرض المجتمع لخاطر فاشيات الأمراض المعوية وغيرها من الأمراض

المعدية. ويعتبر الرضع والأطفال والصغار من أكثر الناس تعرضاً لمخاطر الأمراض المحمولة بالمياه، وكذلك المصابون بالوهن، أو أولئك الذين يعيشون في ظروف غير صحية والمرضى والمسنون. إذ تظل الجرعات المعدية بالنسبة لهؤلاء أدنى بدرجة كبيرة منها عند عامة السكان البالغين.

ويبلغ من جسامة العواقب المحتملة للتلوث الجرثومي ما يضفي على مكافحته أهمية فائقة على الدوام مع وجوب عدم اللجوء إلى الحلول الوسط.

ويظل تقدير المخاطر المرتبطة باختلاف النوعية الميكروبية أمراً صعباً ومثيراً للجدل وذلك بسبب البينة الوبائية غير الكافية وعدد العوامل المشاركة، والعلاقات المتبادلة المتبدلة فيما بين هذه العوامل. وبوجه عام، ترتبط أشد المخاطر الميكروبية بابتلاع المياه الملوثة بمفرغات الإنسان والحيوان. ولا يمكن استئصال المخاطر الجرثومية بشكل كامل، لأن الأمراض المحمولة بالمياه يمكن أيضاً أن تنتقل من شخص لآخر عن طريق التلامس والضبائب ومدخول الطعام، وبذلك يتم الحفاظ على مستودع لنواقل المرض والحالات المرضية، وتأمين مصادر المياه النقية في هذه الظروف سيحد من فرص الانتشار بالطرق الأخرى. يجب أيضاً تجنب فاشيات الأمراض المحمولة بالمياه بوجه خاص نظراً لقدرتها على التسبب بعدوى فورية تشمل نسبة عالية من المجتمع.

وتختلف المخاطر الصحية الناتجة عن وجود المواد الكيميائية السامة في مياه الشرب عن المخاطر الناتجة عن الملوثات الميكروبية. ولا يوجد في الماء إلا القليل من المكونات الكيميائية التي يمكن أن تؤدي إلى مشاكل صحية حادة ما لم يكن التلوث في الإمداد ناجماً عن حادث جسيم. وفضلاً عن ذلك، تبين التجربة أنه، في مثل هذه الحوادث تصبح المياه عادة غير ممكنة الشرب نظراً لطعمها ورائحتها ومظهرها غير المستحب.

على أن كون الملوثات الكيميائية لا ترتبط في الأحوال الطبيعية بتأثيرات حادة يُدخلها في زمرة ذات أولوية أدنى من أولوية الملوثات الميكروبية التي تكون آثارها حادة وواسعة الانتشار في العادة. وفي الحقيقة يمكن الاحتجاج بأن المعايير الكيميائية لمياه الشرب تعد ذات أهمية ثانوية بالقياس إلى إصابة مصدر المياه بتلوث جرثومي شديد.

تنشأ المشاكل المرتبطة بالمكونات الكيميائية لمياه الشرب في المقام الأول من جراء قدرتها على التسبب في تأثيرات صحية ضارة بعد فترات مطوّلة من التعرُّض، على أن ما يستدعي الاهتمام الخاص هو الملوثات التي تحتوي على خصائص سُمّية تراكمية مثل المعادن الثقيلة والمواد المُسَرْطِنة.

وتجدر الإشارة إلى أن استخدام المطهرات الكيميائية في معالجة المياه يسفر في العادة عن تشكل نواتج ثانوية كيميائية يمكن أن ينطوي بعضها على احتمال الخطر. وعلى أية حال، تظل المخاطر الصحية الناتجة عن مثل هذه النواتج الثانوية ضئيلة جداً بالمقارنة مع المخاطر المرتبطة بعملية التطهير غير الكافية. ومن المهم عدم التساهل في التطهير عند محاولة مكافحة مثل هذه النواتج الثانوية.

كما يجب أيضاً أن يؤخذ بعين الاعتبـار وجـود الأخطار الشعاعية على الصحـة وهـي الأخطار المرتبطة بوجود نويدات مشعة تحدث بشكل طبيعي في مياه الشرب. بالرغم مـن أن إسهام مياه الشرب في إجمالي التعرض لهذه النويدات المشعة ضمن المحيط يبقى ضـئيلاً جداً في الظروف الطبيعية. ولا تنطبق القيم الدلالية الموصى بها في هذا الجزء على إمـدادات المياه الملوثة خلال حالات الطوارئ الناشئة عن الانطلاق الحادثي لمواد مشعة في البيئة.

وعند تقدير جودة مياه الشرب، يعتمد المستهلك قبل كل شيء على حواسـه. ويمكـن لمكونات المياه أن تؤثر على مظهر الماء ورائحته وطعمه، وسـوف يقيّم المـستهلك جـودة ميـاه الشرب ومقبوليتها على أساس هذه المعايير. والميـاه ذات العكر الشديد تكون عـادة شـديدة التلوّن أو يكون لها طعم يُعترض عليه، أو رائحة يمكن أن ينظر إليهـا المـستهلك علـى أنهـا غير مأمونة كما يمكن رفضها لأغراض الشرب. وعليه فمن الأمور ذات الأهمية الحيوية تأمين جودة مياه يقبلها المستهلك، على الرغم من أن غيـاب أي تأثيرات حسية ضـارة لا يضمـن سلامة المياه.

وينبغي على الدول التي تقوم بوضع حدود أو معايير وطنية لمياه الشرب أن تقـدر بعنايـة التكاليف والفوائد المرتبطة بمراقبة جودة طعم الماء وخواصه الحسية. وتوضع أحيانـا المعايير التي يمكن فرضها من أجل الملوثات المرتبطة مباشرة بالصحـة، بينمـا تصـاغ التوصيـات مـن أجل مجرد خصائص جودة طعم الماء وخواصه الحسية. أمّا البلدان ذات المـوارد المحـدودة جدا، فمن المهم بالنسبة إليها ترتيب الأولويات الذي يجب أن يتم من خلال دراسة التأثـير على الصحة في كل حالة من الحالات على حدة. وهـذا الأسـلوب لا يقلل مـن شـأن أهميـة جودة طعم مياه الشـرب. إن مصـدر المياه غير المقبول من حيث الطعم يمكن أن يصـرف المستهلك عن استعمال إمدادات مياه سليمة فيما عـدا طعمهـا. وبالإضافـة إلى ذلـك يمكـن أن يكون الطعم والرائحة واللون من أوائل المؤشرات الدالة على أخطار صحية محتملة.

كما يجب أيضاً أن يؤخذ بعين الاعتبار الكثير من التشابكـات عنـد تقييـم جـودة الميـاه كحماية المنابع وفعالية ومعولية المعالجة وحماية شبكات التوزيع (مثلاً: مكافحة الانتكـال). كما يجب أيضاً دراسة التكاليف المتعلقة بالمراقبة وترصد جودة المياه وتقييمهـا بعنايـة قبـل وضـع المعايـير الوطنيـة. للاسترشـاد فيمـا يتعلـق بهـذه المسـائل، علـى القـارئ الرجـوع إلى مطبوعات أكثر شمولاً (انظر ثبت المراجع، ص 144).

2.1 طبيعة القيم الدلالية

تم وضع القيم الدلالية من أجل مكّونات المياه التي يحتمل أن تكون على جانب من الخطورة ولتوفير القاعدة اللازمة لتقييم جودة مياه الشرب.

(أ) تمثل القيمة الدلالية تركـيز المكوّن الـذي لا يـؤدي إلى أي أخطـار كبيرة علـى صحـة المستهلك طوال فترة الاستهلاك.

(ب) أن نوعيّة المياه المحددة في كتاب "دلائل جودة مياه الشـرب" مصممـة بحيـث تناسـب الاستهلاك البشري وتفي بجميع الأغراض المنزلية العادية، بما في ذلـك حفـظ الصحـة

الشخصية. وعلى أية حال، فقد يتطلب الأمر مياهاً ذات جودة أعلى لبعض الأغراض الخاصة مثل الديال الكلوي.

(ج) عندما يتم تجاوز حدود القيمة الدلالية، فسيفترض أن يكون هذا: (1) إشارة تدعو إلى تقصي العلة بقصد اتخاذ الإجراء العلاجي؛ (2) التشاور مع السلطة المسؤولة عن الصحة العامة والتماس المشورة منها.

(د) على الرغم من أن القيم الدلالية تشير إلى جودة مياه صالحة طيلة عمر الاستهلاك، لا يجوز أن يُنظَر إلى وضع القيم الدلالية على أنه يشير إلى تدرُّك جودة مياه الشرب إلى المستوى المسُجل. وفي الحقيقة، لابد من بذل الجهود المستمرة للحفاظ على جودة مياه الشرب في أعلى مستوى ممكن.

(هـ) إن الانحرافات القصيرة الأمد التي تتجاوز القيم الدلالية لا تعني بالضرورة أن المياه غير صالحة للاستهلاك. بل تتوقف فترة تجاوز أيٍّ من القيم الدلالية مع انعدام التأثير على الصحة العامة ومقدار ذلك التجاوز على نوعية المادة المَعْنِيّة.
ويستحسن، في حالة تجاوز القيمة الدلالية استشارة الوكالة التي تمارس الترصُّد (وهي الجهة المسؤولة عن الصحة العامة في العادة) التماساً للنصح بصدد الإجراء المناسب، على أن يؤخذ بعين الاعتبار مدخول المادة من مصادر غير مياه الشرب (من أجل المكونات الكيميائية)، ودرجة سمية المادة واحتمال وجود أي تأثيرات ضارة وطبيعة تلك التأثيرات ومدى قابلية الإجراءات العلاجية للتطبيق وغير ذلك من العوامل المشابهة.

(و) سيكون من الضروري عند وضع معايير وطنية لمياه الشرب على أساس القيم الدلالية هذه أن تؤخذ بعين الاعتبار مجموعة متنوعة من الظروف الجغرافية والاجتماعية ـ الاقتصادية والقوتية وغيرها من الظروف التي تؤثر على التعرُّض المحتمل. وهذا قد يؤدي إلى معايير وطنية تختلف اختلافاً جلياً عن القيم الدلالية.

(ز) في حالة المواد المشعة، أعطيت قيم تنظيرية لنشاط أشعتي ألفا وبيتا العيانية على أساس مستوى مرجعي للجرعة.

من الضروري أن تكون القيم الدلالية الموصى بها عملية وممكنة التنفيذ وأن تؤمن الحماية للصحة العامة في الوقت ذاته. والقيم الدلالية لم توضع عند مستويات تركيز أدنى من حدود الكشف المكن إنجازه ضمن شروط تشغيل مخبرية روتينية. ويضاف إلى ذلك أن القيم الدلالية لا يوصى بها إلاَّ حين تتوافر تقنيات المراقبة اللازمة لإزالة أو خفض تركيز الملوث إلى المستوى المطلوب.

وفي بعض الحالات، وضعت قيم دلالية مؤقتة من أجل مكونات توجد بيِّنات على أن هناك أخطاراً محتملة تنشأ عنها ولكن هذه القيم لا تنطبق إلاَّ في الحالات التي تقل فيها المعلومات المتوافرة حول التأثيرات على الصحة. كما وضعت أيضاً قيم دلالية مؤقتة لمواد ستكون القيم الدلالية المحسوبة من أجلها (1) دون مستوى التقدير الكميّ العملي، أو (2) دون المستوى الممكن تحقيقه من خلال طرائق معالجة عملية. وأخيراً، وضعت قيم

دلالية مؤقتة لمواد معينة عندما يكون هناك احتمال لتجاوز القيم الدلالية نتيجة لإجراءات التطهير.

أما الخصائص المتعلقة بجودة طعم الماء وخواصه التنبيهية فتتأثر بالتفضيل الفردي بالإضافة إلى الاعتبارات الاجتماعية والاقتصادية والثقافية. ولهذا السبب، وعلى الرغم من إمكانية إعطاء التوجيهات بصدد مستويات المواد غير المقبولة من حيث جودة طعم الماء وخواصه التنبيهية، لم يجر وضع قيم دلالية لمثل هذه المواد في الأحوال التي لا تمثل فيها خطراً محتملاً على الصحة.

لقد وضعت القيم الدلالية الموصى بها على مستوى يوفر الحماية لصحة الإنسان، وقد لا تكون ملائمة لحماية الحياة المائية. وتنطبق الدلائل على المياه المعبأة في زجاجات وعلى الجليد المعد للاستهلاك البشري، إلا أنه يتعذر تطبيقها على المياه المعدنية الطبيعية، التي يجب أن يُنظَر إليها على أنها من المشروبات أكثر من كونها مياه شرب بالمعنى المألوف للكلمة. وقد وضعت لجنة المدونة الغذائية Codex Alimentarius معايير مدوّنة لمثل هذه المياه المعدنية.

3.1 المعايير الخاصة بانتقاء ملوثات مياه الشرب المتعلقة بالصحة

لقد أدّى التسليم بأن المياه الملوثة بالبراز يمكن أن تؤدي إلى نشر العداوى الميكروبية إلى تطوير طرائق حسّاسة للفحوص الروتينية لضمان خلوّ المياه المعدة للاستهلاك البشري من التلوث البرازي. وعلى الرغم من أنه أصبح من المتيسر الآن الكشف عن العديد من العوامل الممرضة في الماء، تظل طرائق العزل والتعداد معقدة ومستهلكة للوقت في كثير من الأحيان. ولذلك لن تكون مراقبة مياه الشرب من أجل كل عامل ممرض محتمل إجراءاً عملياً. أما الأسلوب الأقرب إلى المنطق فهو الكشف عن الكائنات الحية التي توجد بشكل طبيعي في براز الإنسان والحيوانات الأخرى ذوات الدم الحار من حيث كونها مؤشرات على التلوث البرازي، بالإضافة إلى كونها مؤشرات على نجاعة معالجة المياه وتطهيرها. ويجري الحديث عن المؤشرات الجرثومية المتنوعة المستخدمة لهذا الغرض في الفقرة 2 ـ 2. ويشير وجود مثل هذه الكائنات الحية إلى وجود مواد برازية، وعليه فإن العوامل الممرضة المعوية يمكن أن تكون موجودة وعلى العكس فإن غيابها يشير إلى احتمال عدم وجود العوامل الممرضة أيضاً.

لقد تم تحديد الآلاف من المواد الكيميائية العضوية واللاعضوية داخل إمدادات مياه الشرب في أرجاء العالم، والكثير منها ذو تركيز منخفض إلى حد بالغ. ويدخل في المواد الكيميائية التي تم اختيارها من أجل وضع القيم الدلالية تلك المواد التي تعتبر ذات خطر محتمل على صحة الإنسان والمواد التي يتم الكشف عنها بشكل متواتر نسبياً في مياه الشرب، وتلك المواد التي يتم الكشف عنها بتركيزات عالية نسبياً.

وقد تم اشتقاق بعض المواد الكيميائية التي تعتبر ذات خطر محتمل على صحة الإنسان مباشرة من كيميائيات المعالجة أو مواد الإنشاء المستخدمة في نظم إمدادات المياه. ويتم التحكم بهذه المواد الكيميائية على أفضل وجه ممكن عن طريق المواصفات المناسبة الخاصة

بالمواد الكيميائية والمواد المستخدمة. وعلى سبيل المثال، تستخدم الآن مجموعة واسعة النطاق من متعددات الكهارل مساعدات على التخثر في معالجة المياه، ويمكن لوجود ثمالات الموحود غير المتفاعل أن يثير القلق. والكثير من متعددات الكهارل مبني على أساس مكاثير الأكريلاميد والكثور الإسهامي إذ يوجد في كليهما موحود الأكريلاميد على شكل شائبة زهيدة. وقد تبيَّن أن الكلور المستخدم في التطهير يحتوي في بعض الأحيان على رابع كلوريد الكربون. ويمكن مكافحة هذا النوع من تلوث مياه الشرب على أفضل وجه ممكن بتطبيق الأنظمة التي تحكم جودة المنتجات نفسها بدلاً من جودة المياه. ويُفترض في الأنظمة الوطنية الصارمة الموضوعة من أجل جودة مواد الأنابيب، على نحو مماثل، أن تتجنب التلوث المحتمل لمياه الشرب من جراء المكونات الزهيدة في الأنابيب البلاستيكية. أمّا مكافحة تلوث إمدادات المياه من جراء الأغلفة المبلمرة في موضعها وكذلك الأغلفة المستعملة مع مذيب فتستوجب وضع مبادئ ملائمة للممارسة العملية، بالإضافة إلى أعمال الرقابة على جودة المواد المستخدمة.

2ـ الجوانب المكروبيولوجية

2ـ 1 العوامل ذات الأهمية

2 ـ 1 ـ 1 العدوى المحمولة بالمياه

> تعتبر الأمراض الناتجة عن الجراثيم الممرضـة والفيروسـات الأوالي أو الطفيليات من أكثر المخاطر الصحية المرتبطة بمياه الشرب شيوعاً وانتشاراً.

تنتقل الأمراض المعدية في المقام الأول عـن طريـق المفرغـات البشرية والحيوانية، وخصوصاً الغائط. وإذا وجد في المجتمعات حَمَلة للمـرض أو حـالات مرضيـة نشـطة، عندهـا سيـؤدي التلوث البرازي لمصادر المياه إلى وجود الكائنات الحية المسببة في المياه. وقد يـؤدي استخدام مثل هذه المياه في الشرب أو تحضير الطعام أو الغسيل أو الاغتسـال، بل استنشاق بخـار المـاء أو الضبائب إلى الإصابة بالعدوى.

2 ـ 1 ـ 2 العداوى المنقولة بواسطة الفم ذات الأولوية العالية

لقد تم إدراج العوامل الممرضة للبشر والتي يمكن أن تنتقل عـن طريـق الفم مـن خـلال ميـاه الشـرب في الجـدول 1 (ص 10)، بالإضافـة إلى ملخـص عـن أهميتهـا الصحيـة والخصـائص الرئيسـية لهـا. أما تلك التي تشكل أخطاراً مرضية فادحة كلما وجدت في مياه الشرب فتشمل السلمونيلة، والشيغيلة والإشريكية القولونية (عامل ممرض)، والضمـة الهيضيـة، واليرسـنية اللّهْبَة للمعـي والقولـون، والعطيفـة الصائمية والعطيفـة القولونيـة والفيروسـات المُـدرجة في الجدول 1، وكلٌ من الطفيليات التالية: الجياردية، وخفية الأبواغ والمتحولة الحالـة للنسـج والتُنَنِّينة المدينية. ومعظم هذه العوامل الممرضة منتشر في أنحاء العالم. أما فاشيات الكوليرا والعدوى الناتجة عن التُنَنِّينة المدينية (دودة غينيا) فمحصورة في أقاليم معينة. وتتمتع عملية مكافحة جميع هذه العوامل في المياه المعدة للشرب بأولوية عاليـة. أمـا استئصال التُنَنِّينة المدينية فهو هدف مسلم به بالنسبة لمجلـس الصحـة العـالمي (قـرار مجلـس الصحـة العـالمي رقم WHA 44.5 لعام 1991).

2 ـ 1 ـ 3 العوامل الممرضة الانتهازية والعوامل الممرضة المرافقة للمياه

أعطيت العوامل الممرضة الأخرى أولوية متوسطة في الجدول 1 أو لم تُدْرَج فيـه، إمّا لتدنـي درجة إمراضيتها، إذ تسبب المرض بطريقة انتهازية لدى ذوي المناعة المتدنيـة أو العليلـة أو

لأن طريق العدوى الرئيسي يكون عن طريق الاحتكاك أو الاستنشاق أكثر منه عن طريق الابتلاع، على الرغم من أنها تسبب أمراضاً خطيرة.

والعوامل المرضة الانتهازية موجودة بشكل طبيعي في البيئة ولا ينظر إليها من الناحية الشكلية على أنها عوامل ممرضة. وهي قادرة على أن تسبب المرض للأشخاص أصحاب الآلية الدفاعية العليلة، سواء أكانت محلية أو عامة مثلما يحدث عند المسنين أو الصغار أو المرضى المصابين بحروق أو جروح ممتدة. أو عند من يخضع للعلاج الكابت للمناعة وعند المصابين بمتلازمة نقص المناعة المكتسب (الإيدز). وإذا كان الماء المستخدم من قبل هؤلاء المرضى للشرب أو للاستحمام يحتوي على أعداد كبيرة من هذه الكائنات الحية، عندها يمكن أن يسبب أنواعاً مختلفة من أمراض الجلد والأغشية المخاطية للعين والأذن والأنف والحنجرة. ومن الأمثلة على مثل هذه الكائنات الحية: الزائفة الزنجارية وأنواع من الصيفرية والراكدة والكليبسيلة والسرّاتية والغازية القزوية وجراثيم فطرية معينة "بطيئة النمو".

وهناك أمراض خطيرة معينة تنجم عن استنشاق المياه التي تكاثرت فيها الكائنات الحية المسببة نظراً لدرجات الحرارة الدافئة ووجود الغذيات. وهذا يشمل داء الفيالقة والأمراض الناتجة عن أميبات النغلرية الدجاجية (وفي المقام الأول أميبا التهاب السحايا والدماغ) والشّوكميبة (التهاب السحايا الأميبي، عداوى رئوية).

ويعتبر داء المنشقات (داء البلهارسيات) مرضاً طفيلياً خطيراً في المناطق المدارية وشبه المدارية. وينتشر في المقام الأول عن طريق التلامس بالمياه أثناء الاستحمام أو الغسيل إذ تنفذ الذوانب المتحرّرة وهي في طور اليرقة من الحلزون المائي المصاب إلى الجلد. وإذا توفرت مياه الشرب النقية بيسر وسهولة، فسوف تستخدم في الغسيل، وسيحقق هذا فائدة تتمثل في خفض الحاجة إلى إستخدام المياه السطحية الملوثة.

ولعل مما يمكن تصوره أنه يمكن لمياه الشرب غير المأمونة، والملوثة بالتربة أو الغائط أن تكون ناقلاً لعداوى طفيلية أخرى مثل القرّبية القولونية وبعض الديدان (أنواع من المتُوَرِّقة والمتوارقة والمشوكة ولولبية الرحم والأسكاريس والمسلّكة والسهمية والفتاكة والأنكيلوستوما والأسطوانية والشريطية الوحيدة). وعلى كل حال ففي أغلب هذه الحالات، يكون الاسلوب الطبيعي للانتقال عن طريق ابتلاع البيوض الموجودة في الطعام الملوث بالتربة الملوثة بالغائط أكثر مما يكون عن طريق ابتلاع مياه الشرب الملوثة (أما في حال الدودة الشريطية الوحيدة فتكون الإصابة عن طريق ابتلاع الكيسة المذنبة اليرقية الموجودة في لحم الخنزير غير المطهو).

2 ـ 1 ـ 4 الذيفانات الناشئة عن الزراقم

توجد أزهار الجراثيم الزرقاء (وتدعى عادة بالطحالب الزرقاء الخضراء) في البحيرات والمستودعات المستخدمة للمياه الصالحة للشرب. ويمكن أن ينجم عنها ثلاثة نماذج من الذيفانات تبعاً للنوع:

الجدول 1 ـ العوامل الممرضة المنقولة عن طريق الفم والمحمولة بالمياه ودلالتها بالنسبة إلى إمدادات المياه

العامل الممرض	الأهمية الصحية	الاستمرار في إمدادات المياه[أ]	المقاومة للكلور[ب]	الجرعة المُعدية النسبية[ج]	مستودع ضروري للحيوان
الجرثوم					
المطيعة الصائمية والمطيفة القولونية	عالية	معتدل	منخفضة	معتدلة	نعم
الإشريكية القولونية	عالية	معتدل	منخفضة	عالية	نعم
السلمونيلة التيفية	عالية	معتدل	منخفضة	عالية[د]	لا
السلمونيلات الأخرى	عالية	طويل	منخفضة	عالية	نعم
الشيغيلة (نوْيَم)	عالية	قصير	منخفضة	معتدلة	لا
الضمة الهيضية	عالية	قصير	منخفضة	عالية	لا
اليرسنية	عالية	طويل	منخفضة	عالية (؟)	نعم
الزائفة الزنجارية[هـ]	معتدلة	يمكن أن تتكاثر	معتدلة	عالية (؟)	لا
الغازية القؤوية (نوْيَم)	معتدلة	يمكن أن تتكاثر	منخفضة	عالية (؟)	لا
الفيروسات					
الفيروسات الغُدّية	عالية	؟	معتدلة	منخفضة	لا
الفيروسات المعوية	عالية	طويل	معتدلة	منخفضة	لا
التهاب الكبد أ	عالية	؟	معتدلة	منخفضة	لا
المنقول معوياً					
فيروسات التهاب الكبد غير أ وغير ب،					
التهاب الكبد (ي)	عالية	؟	؟	منخفضة	لا
فيروس نورووك	عالية	؟	؟	منخفضة	لا
الفيروسة العَجَليّة	عالية	؟	؟	معتدلة	لا
الحمايات الصغيرة المستديرة	معتدلة	؟	؟	منخفضة (؟)	لا

؟ ـ غير معروف أو غير أكيد

(أ) فترة الكشف عن المرحلة المُعْدية في مياه درجة حرارتها 20 درجة مئوية: قصيرة، حتى أسبوع واحد، معتدلة من أسبوع واحد إلى شهر، طويلة: أكثر من شهر.

(ب) عند تطبيق الذوائب وهي في المرحلة المُعْدية تعليقاً حراً داخل مياه عولجت بجرعات تقليدية وفي أوقات التلامس. المقاومة معتدلة والعامل يمكن أن لا يكون قد تم إتلافه تماماً، والمقاومة منخفضة، والعامل مصاب بالتلف الكامل.

(ج) الجرعة اللازمة للتسبب بالعدوى عند 50% من المتطوعين البالغين المتمتعين بصحة جيدة قد تنخفض إلى مقدار وحدة معدية واحدة في حالة بعض الفيروسات.

(د) من خلال تجارب على متطوعين من البشر (انظر الفقرة 2 ـ 1 ـ 7).

(هـ) الطريق الرئيسي للعدوى عن طريق التلامس الجلدي، ولكن يمكن أن يُعدى عن طريق الفم مرضى السرطان ومكبوتي المناعة.

الجدول 1 - (تابـــع)

العامل الممرض	الأهمية الصحية	الاستمرار في إمدادات المياه[أ]	المقاومة للكلور[ب]	الجرعة المُعْدية النسبية[ج]	مستودع ضروري للحيوان
الأوالي					
المتحوِّلة الحالَّة للنُّسج	عالية	معتدل	عالية	منخفضة	لا
الجيارديات المعوية	عالية	معتدل	عالية	منخفضة	نعم
خفية الأبواغ الصغيرة	عالية	طويل	عالية	منخفضة	نعم
الديدان					
التنينة المدينية	عالية	معتدل	معتدلة	منخفضة	نعم

— الذيفانات الكبدية، تنتجها أنواع من الكييسات المكروية والأوسيلاتوريا والأنابينا، والنوديو، ممثلة تمثيلاً نموذجياً بواسطة المايكروسيستين LR:R الذي يسبب الموت من خلال الصدمة الدورانية مع نزف كبدي جسيم خلال 24 ساعة من تناوله،
— الذيفانات العصبية، تنتج عن أنواع من الأنابينا، والأوسيلاتوريا، والنوستوك، والسيلاندروسبيرمام، والأفانيزومينون،
— عديدات السكريد الشحمية.

وهناك عدد من التقارير غير المؤكدة حول الآثار الصحية الضارة الناتجة عن الذيفانات الطحلبية الموجودة في مياه الشرب، بما في ذلك دراسة وبائية، حول التلف الكبدي المعتدل العكوس الذي أصاب مرضى الشافي الذين تناولوا مياهاً للشرب من مستودع يحتوي على أزهار واسعة الانتشار وسامة من الكييسات المكروية الزنجارية. ويبدو أن الكربون المنشط والمعالجة بالأوزون هما وحدهما اللذان يزيلان السمية أو يحدّان منها، على أن المعرفة يعوقها نقص الطرائق التحليلية الملائمة. والمعطيات الموجودة غير كافية لإعطاء توصية للدلائل، إلا أنه جرى التأكيد على الحاجة لحماية مصادر المياه السطحية المجمعة في خزانات من مفرزات الصبوبات الغنية بالغذيات.

2 - 1 - 5 الكائنات الحية المؤذية

هناك عدد من الكائنات الحية المختلفة لا أهمية لها فيما يتعلق بالصحة العامة وإلا أنها غير مرغوب فيها لكونها تسبب العكر والطعم والرائحة غير المستحبَّين، أو لأنها تبدو في صورة حياة حيوانية مرئية في المياه. وبالإضافة إلى كونها مرفوضة من حيث المظهر، فهي تشير إلى أن معالجة المياه وحالة الصيانة وإصلاح الشبكة تعانيان من خلل أو نقص. ومن الأمثلة على ذلك ما يلي:

— الأزهار الموسمية للجراثيم الزرقاء والطحالب الأخرى في المستودعات ومياه الأنهار، التي تعوق التخثر والترشيح مُسَبِّبَةً تلوين وتعكير المياه بعد الترشيح؛

- في المياه التي تحتوي على أملاح الحديد والمنغنيز، تسبب عملية الأكسدة بواسطة جراثيم الحديد، رواسب بلون الصدأ على جدران الخزان والأنابيب والقنوات وجرف الرواسب مع المياه؛
- الانتكال الميكروبي للأنابيب الحديدية والفولاذية بفعل جراثيم الحديد والكبريت؛
- ظهور طعوم وروائح غير مستحبة مع عتبة منخفضة، مثل جيوسيمين، 2 ـ ميثيل إيزو بورنيول بالشعيات الفطرية والجراثيم الزرقاء؛
- استعمار التجهيزات والأنابيب، ومركبات التوصيل ومواد التبطين اللامعدنية غير المناسبة من قبل كائنات حية مجهرية قادرة على الاستفادة من المركبات العضوية المرتشحة؛
- النمو الميكروبي في نظم التوزيع الذي يشجعه وجود كربون عضوي سهل التدرُّك حيوياً وقابل للتمثُّل في المياه تطلقه غالباً المطهرات المؤكسدة (الكلور، الأوزون)، يمكن لمثل هذا النمو أن يحتوي على نويع الغازية (*Aeromonas*) الذي يؤدي إلى تفاعلات إيجابية زائفة أثناء الاختبار القولوني؛
- احتشار الخطوط الرئيسية لشبكة المياه بأشكال من الحياة الحيوانية التي تتغذى على النمو الميكروبي في المياه أو الوحل، ومثالها القشريات (*Gammarus pulex*، *Crangonyx pseudogracilis*)، نويع المقلوبات الحلزون *Cyclops* spp.، و *Chydorus sphaericus*)، بلح البحر من الرخويات (*Dreissena polymorpha*)، الحيوان الطحلبي (*Plumatella*)، وديدان نيز والديدان المسودة المدورة ويرقات (*Chironomus* spp.) والبعوض (بعوض البيوت)؛ وفي الطقس الدافئ يمكن أحياناً للمُرشِّحات الرملية البطيئة أن تطرح اليرقات بواسطة السحب السفلي إلى المياه المرشَّحة.

إن المخاطر الصحية الوحيدة التي تمّ استعرافها إيجابياً والناجمة عن الحياة الحيوانية في مياه الشرب تنشأ مع المرحلة المتوسطة لدودة غينيا (أو التنينة الدينية)، التي تتطفل على برغوث الماء (الصُّتلوب).

2 ـ 1 ـ 6 الاستدامة داخل المياه

بعد أن تغادر جسم المضيف تبدأ العوامل الممرضة والطفيليات تدريجياً بفقد عيوشيَّتها وقدرتها على الإعداء. وتكون نسبة البلي عادة أسِّية، ويصبح العامل الممرض صعب الكشف بعد فترة معينة. ولابدّ للعوامل الممرضة ذوات الاستدامة المنخفضة أن تلتمس لنفسها بسرعة مضيفا جديداً وسيكون الانتشار من شخص لآخر عن طريق الاحتكاك أو عن طريق ارتكاب الأخطاء في حفظ الصحة الشخصية أو الغذائية أرجح حدوثاً منه عن طريق تناول من مياه الشرب. وبالنظر إلى انتشار التلوث البرازي السريع في المياه السطحية عادة، ستكون أكثر العوامل الممرضة الطفيليات المحمولة بالماء شيوعا هي تلك التي تتميّز بدرجة عالية من الإعدائية أو بمقاومة عالية للبلى خارج الجسم. وقد جرى تلخيص موضوع الاستدامة داخل المياه ومقاومة الكلورة في الجدول 1، (ص 10).

وتتأثر الاستدامة بعدة عوامل أهمها درجة الحرارة. إذ يتسارع البلى بزيادة درجة حرارة المياه ويمكن أن تقوم بدور الوسيط التأثيرات المميتة للأشعة فوق البنفسجية الموجودة في ضوء الشمس الذي يفعل فعله بالقرب من سطح المياه. لا يمكن للفيروسات والطفيليات في أطوار راحتها (كييسات، كيسات بيضية بيوض) أن تتكاثر في المياه. وعلى نحو معاكس، يمكن لمقادير عالية نسبياً من الكربون العضوي السهل التدرُّك حيوياً، بالإضافة إلى درجات الحرارة الدافئة وانخفاض التركيزات المتبقية من الكلور، أن تسمح بنمو كل من الفيلقيات (*Legionella*)، والنغلرية الدجاجية (*Naegleria fowleri*)، والشوكمبية (*Acanthamoeba*) وكذلك العوامل الممرضة الانتهازية والزائفة الزنجارية (*Pseudomonas aeruginosa*)، والغازية (*Aeromonas*)، بالإضافة إلى الكائنات الحية المؤذية أثناء توزيع المياه.

2 ـ 1 ـ 7 الجرعة المُعْدية

لقد تأكدّ انتقال العوامل الممرضة المذكورة في الجدول 1 بواسطة المياه من خلال دراسات وبائية وتواريخ الحالات ويتضمن جزء من الإثبات الخاص بالإمراضية إعادة إحداث المرض في الضيف المناسب. وتزوّدنا الدراسات التجريبية حول الإعدائية بمعلومات نسبية كما هو مبين في الجدول 1، إلا أنّ من المشكوك فيه أن تكون الجرعات المعدية التي تم الحصول عليها عائدة لعداوى طبيعية. ومثال ذلك أنه يمكن شرح العديد من أوبئة الحمى التيفية بمجرد افتراض أن الجرعة المعدية كانت منخفضة جداً. والأفراد يتمايزون تمايزا كبيرا في المناعة، سواء أكانت مكتسبة عن طريق التلامس مع أحد العوامل الممرضة أو كانت متأثرة بعوامل مثل العمر أو الجنس أو الحالة الصحية وظروف المعيشة. ومن المحتمل أن تكون العوامل المرضية متبعثرة ومخفّفة في مياه الشرب على نطاق واسع، مع تعرُّض عدد كبير من الناس لأعداد منها ضئيلة نسبياً. وعليه فمن المحتمل أن تكون الجرعات المعدية الدنيا ونسب النوبات أقل من تلك الموجودة في الدراسات التجريبية. إذا تلوث الطعام بمياه تحتوي على عوامل ممرضة يمكن أن تتكاثر فيما بعد أو أصيب شخص مستعد بالعدوى من المياه مما يؤدي فيما بعد إلى إصابة آخرين من خلال احتكاك شخص بآخر، عندها قد يكون تأثير المياه البدئي أمرا غير مشكوك فيه، ولذا ترتبط تحسينات إمدادات المياه وحفظ صحة البيئة، والحفاظ على الصحة ارتباطاً وثيقاً بمكافحة الأمراض في المجتمع المحلي.

وتفيد الطبائع المتعددة العوامل لكلّ من العدوى والمناعة أنه لا يمكن استخدام المعطيات التجريبية الناتجة عن الدراسات الخاصة بالأوبئة والإعدائية للتنبؤ بالجرعة المعدية أو المخاطر المحتملة بشكل دقيق. وعلى أية حال، فقد تم استخدام نَمْذجة (وضع نماذج) مبنية على نتائج دراسة الاحتمالات للتنبؤ بتأثيرات معالجة المياه في خفض نسب النوبات الناجمة عن جرعات منخفضة جداً من الفيروسات والجيارديات (*Giardia*) ومن ثم التأكيد على معايير معالجة المياه.

2 ـ 1 ـ 8 القيم الدلالية

تتصف العوامل الممرضة بخصائص متعددة تميزها عن المُلَوِّثات الكيميائية:

- العوامل الممرضة متفاصلة وليست على شكل محلول.

- العوامل المرضة تكون عادة متلاحمة أو لاصقة علـى الأجسام الصلبة العلقة في المياه، بحيث لا يمكن التنبؤ باحتمال اكتساب جرعة مُعْدِية من خلال معدل تركيزها في المياه.
- يتوقف رجحان نجاح التحدي الصادر عن عامل ممرض والمؤدي للعـدوى علـى اغترائية هذا العامل المرض وفوّعته كما يتوقف على مناعة الفرد.
- عند حدوث العدوى تبدأ العوامل المرضة بالتكـاثر في مضيفهـا. وهنـاك جراثيـم ممرضـة يمكن أن تتكاثر في الطعام أو المشروبات بشكل يديم، بل يزيد فرص العدوى.
- خلافاً لكثير من العوامل الكيميائية، تظل استجابة جرعة العامل المرض لا تراكمية.

وبسبب هذه الخصائص **ليس هناك حد أدنى مقبول** بالنسـبة للعوامـل المرضـة. وعليـه فإن المياه المعدة للاستهلاك أو تحضير الطعام أو الشراب أو لحفظ الصحـة الشـخصية يجـب أن لا تحتوي على عوامل ممرضة للإنسان. ويمكن الحصول على المياه الخاليـة مـن العوامـل المرضة عن طريق اختيـار مصـادر ميـاه عاليـة الجـودة وغـير ملوثـة. ومـن خـلال المعالجـة والتطهير الفعالين للمياه المعروفة بأنهـا ملوثـة بالغـائط البشـري أو الحيوانـي، وكذلـك مـن خلال ضمان بقاء المياه خالية من التلوث أثناء توزيعها على المستهلكين. ومثل هذه السياسـة تقيم حواجز متعددة أمام انتقال المرض (انظر الفصل 6 من أجـل مزيـد مـن المناقشـة المفصلـة لفهوم الحواجز المتعددة).

وكما أشير في الفقرة 1 ـ 3، بالرغم من إمكانية الكشـف عـن العوامـل المرضـة بـالطرائق المناسبة ويظل من الأيسر إجراء اختبار وجود الجراثيـم الـتي تشـير علـى وجـه التحديـد إلى وجود التلوث الغائطي وإلى فعالية معالجة وتطهير المياه (أنظر الفقرة 2 ـ 2). وينتج عن ذلـك أن المياه المعدة للاستهلاك البشـري لا يجـوز أن تحتـوي علـى أي مـن هـذه الجراثيـم. وفي الأغلبية العظمى من الحالات، توفر مراقبـة مؤشـرات الجراثيـم عـاملاً كبـيراً للسـلامة نظـراً لضخامة أعدادها في المياه الملوثة، وهذا ما دعمته التجربة على مدى سنوات عديدة.

2.2 المؤشرات الجرثومية لجودة المياه

2 ـ 2 ـ 1 المقدمة

تظـل الفحوصـات المتواتـرة الخاصـة بالكائنـات الحيـة في المؤشـر الـبرازي أكـثر الطـرق حساسية ومناوعة في تقييم جودة المياه المتعلقة بحفظ الصحة. ولابدّ لجراثيـم المؤشـر الـبرازي أن تحقق معايير معينة لكي تسفر عن نتائج ذات دلالة معينة، ويجب أن يكـون لهـا وجـود شامل وبأعداد كبيرة في براز الإنسان والحيوانات ذوات الدم الحار، وأن يكون الكشف عنهـا ممكناً بسهولة بالطرق البسيطة. كما يجب أن لا تنمو في المياه الطبيعيـة. وفضـلاً عـن ذلـك، فمن الضروري أن تكون استدامتها في الماء، ودرجة إزالتها عند معالجة الميـاه مشـابهة لدرجـة الإزالة في العوامل المرضة المحمولة بالمياه. والكائنات الحية الرئيسية لمؤشر التلوث الـبرازي موصوفة فيما يلي بإيجاز وهي: الإشريكيّة القولونية، المتحمّلة للحرارة وغيرها مـن الجراثيـم القولونية، والعقديات البرازية وأبواغ المطثّيات المخفضة للكبريتيت. أمّا تفـاصيل المؤشـرات الميكروبية الإضافية لجودة المياه، مثل الجراثيم الغيريّة التغذي في مزرعة التعداد وعاثيات الجراثيم والعوامل المرضة الانتهازية والعوامل المرضة الصريحة فهي مبيّنة في الجـزء 2 مـن "دلائل جودة مياه الشرب".

2 ـ 2 ـ 2 مبادئ عامة

على الرغم من أن المعايير المبينة آنفاً بخصوص المؤشر البرازي المثالي لم تجـر تلبيتها جميعاً من جهة أيّ كائن واحد من الكائنات الحية، فإن الكثير منها قد تحقق من جهة الإشريكية القولونية وبدرجة أقلّ من قبل الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة. وتحقق العقديات البرازية بعض المعايير وإن لم يكن ذلك بالقدر ذاته الذي تحققه الإشريكية القولونية، ويمكن استخدامها كمؤشرات تكميلية للتلوث البرازي أو فعالية المعالجة في ظروف معينة. يوصى بأن تكون الإشريكية القولونية مؤشر الخيار الأول عندما تكون موارد الفحص الميكروبيولوجي محدودة. ولما كان من المعروف أن الفيروسات المعوية وخفيات الأبواغ والجيارديات في طور الراحة لكل من هاتين الأخيرتين، والأميبات وغيرها من الطفيليات أكثر مقاومة للتطهير من الإشريكية القولونية والعقديات البرازية، فإن غياب الكائنات الحية الأخيرة لن يشير بالضرورة إلى خلوّ البراز من الكائنات الحية المذكورة. ويمكن استخدام الأبواغ المطثيات المخفضة للكبريتيت متثابتة إضافية في هذا الصدد.

2 ـ 2 ـ 3 الإشريكية القولونية والجراثيم القولونية

الإشريكية القولونية

تنتمي **الإشريكية القولونية** إلى فصيلة الأمعائيات، وتتميز بأن فيها أنزيمات (β-galactosidase و β-glucuronidase). وهي تنمو في درجة حرارة 44 ـ 45 درجة سلزية، في أوساط معقدة وتُخمّر اللاكتوز والمانيتول مع طرح حمض وغازات كما تنتج الاندول من التربتوفان. ويمكن أن تنمو بعض ذراريها عند درجة حرارة 37 درجة سلزية، ولكنها لا تنمو في درجة حرارة 44 ـ 45 درجة سلزية وبعضها لا يطلق غازاً ولا تنتج **الإشريكية القولونية** الأكسيداز ولا تحلل اليوريا بالماء. ويعتبر الاستعراف الكامل **الإشريكية القولونية** مفرطاً في التعقيد فيما يتعلق بالاستخدام الروتيني، ولذلك جرى تطوير اختبارات خاصة لاستعراف الكائن الحي بسرعة وبدرجة عالية من اليقين. وتم تقييس بعض هذه الطرائق على المستويات الدولية والوطنية واعتمدت في الاستعمال الروتيني، على حين مازالت الأخرى في مرحلة التطوير أو التقييم.

وتكثرُ **الإشريكية القولونية** في براز الإنسان والحيوان، حيث يمكن أن تشكل تركيزاً في براز جديد بنسبة 10^9 بالغرام الواحد. كما توجد في مياه المجارير والصبوبات المعالجة وكذلك في جميع أنواع التربة والمياه الطبيعية المعرّضة لتلوث برازي حديث، سواء من قبل البشر أو الزراعة أو الحيوانات المتوحشة والطيور. وقد أشير مؤخراً إلى أن **الإشريكية القولونية** يمكن أن توجد، بل تتكاثر في المياه المدارية التي لا تتعرض للتلوث بالبراز البشري. وحتى في المناطق النائية إلى أبعد الحدود لا يمكن أبداً استبعاد التلوث البرازي من جرّاء الحيوانات غير المستأنسة بما في ذلك الطيور. ونظراً لأن بإمكان الحيوانات نقل العوامل المرضة المعدية للإنسان فمن الواجب عدم تجاهل وجود **الإشريكية القولونية** أو الجراثيم القولونية المقاومة للحرارة، إذ يظل هناك افتراض مؤداه أن المياه قد تلوثت بالبراز وأن المعالجة لم تكن مجدية.

الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة

تعرف هذه الجراثيم بأنها مجموعة الكائنات الحية القولونية القادرة على تخمير اللاكتوز في درجة حرارة 44 ــ 45 درجة سلزية، وتشمل جنس الإشريكية وبدرجة أقل أنواع الكلبسيلة والأمعائية، والليمونية. وخلافاً للإشريكية القولونية يمكن للقولونيات المتحملة للحرارة أن تتكاثر في المياه الغنية عضوياً مثل الصبوبات الصناعية أو المواد النباتية المتحللة والتربة على اختلاف أنواعها. ولهذا السبب، لا يعتبر المصطلح المستخدم كثيراً وهو القولونيات "البرازية" صحيحاً، ويجب وقف استعماله.

إن عودة الكائنات الحية القولونية المتحملة للحرارة إلى النمو داخل نظام التوزيع أمر غير محتمل ما لم تكن هناك مغذيات جرثومية كافية أو في حالة وجود مواد غير مناسبة متصلة بالمياه المعالجة، مع ارتفاع درجة حرارة المياه إلى أكثر من 13 درجة سلزية، ومع عدم وجود كلور متبقٍ حر.

ترتبط تركيزات القولونيات المتحملة للحرارة، في معظم الظروف، ارتباطاً مباشراً بتركيزات **الإشريكية القولونية**. ولذلك ينظر إلى استعمالها في تقييم جودة المياه على أنه مقبولاً للأغراض الروتينية. ويجب ألا تغيب عن الأذهان محدوديتها فيما يتعلق بالمناوعة عند تفسير المعطيات. ولابد من تنفيذ الكشف النوعي عن **الإشريكية القولونية** بواسطة اختبارات إضافية توكيدية أو بواسطة طرائق مباشرة، كما هو مبين في مراجع البحث، في حالة وجود أعداد كبيرة من القولونيات المتحملة للحرارة مع عدم وجود مخاطر صحية يمكن الكشف عنها. وتُنصَح المخابر المرجعية الوطنية بفحص المناوعة في اختبار القولونيات المتحملة للحرارة فيما يخص **الإشريكية القولونية** في ظروف محلية وذلك عند تطوير طرائق معيارية وطنية.

ولمّا كانت الكائنات الحية القولونية المتحملة للحرارة يمكن الكشف عنها بيسر وسهولة، فهي تقوم بدور ثانوي هام من حيث كونها مؤشرات دالة على فعالية عمليات معالجة المياه في إزالة الجراثيم البرازية. وعليه يمكن استخدامها في تقدير درجة المعالجة اللازمة للمياه التي تختلف درجات جودتها ولتحديد أهداف الأداء الخاصة بإزالة الجراثيم (انظر الفقرة 2 ـ 3).

الكائنات الحية القولونية (القولونيات على وجه الإجمال)

تمّ تمييز الكائنات الحية القولونية منذ عهد بعيد من حيث كونها مؤشرات ميكروبية مناسبة دالة على مدى جودة مياه الشرب ويرجع ذلك، إلى حد بعيد لسهولة الكشف عنها وتعدادها في المياه. ويشير مصطلح "الكائنات الحية القولونية" إلى الجراثيم سلبية الغرام، العصوية الشكل، القادرة على النمو مع وجود أملاح الصفراء أو العوامل النشطة الأخرى في المياه السطحية التي تتمتع بخصائص مثبطة للنمو مشابهة، وقادرة على تخمير اللاكتوز في درجة حرارة 35 ـ 37 درجة سلزية مع إنتاج الغاز والحمض والألدهيد خلال 24 ـ 48 ساعة. وهي أيضاً سلبية الأكسيداز وغير مشكلة للأبواغ. وتعتبر الجراثيم القولونية، بحكم تعريفها، ذات نشاط ألفا ـ غالاكتوزيدازي (β-galactosidase).

وكانت الجراثيم القولونية ينظر إليها، بحكم التقليد المتبع، على أنها تنتمي إلى أجناس الإشريكية والليمونية والأمعائية والكليبسيلة. وتعتبر هذه المجموعة بموجب التحديد الوارد في الطرائق التصنيفية الحديثة متغايرة العوامل. وهي تشمل بكتيريا تخمير اللاكتوز مثل الأمعائية الذرقية، والليمونية الفرويندية، والتي يمكن أن توجد في كل من البراز والبيئة (المياه الغنية بالمغذيات، والتربة والمواد النباتية المتحللة)، وكذلك في مياه الشرب مع وجود تركيزات عالية نسبياً للغذيات، بالإضافة إلى الأنواع التي يندر وجودها في البراز، إن وجدت على الإطلاق. ويمكن أن تتكاثر في مياه الشرب ذات الجودة النسبية منها على سبيل المثال، السراتية (*Serratia fonticola*)، والراهتيلة المائية (*Rahnella aquatilis*)، والبوتيوكسيلة الريفية (*Buttiauxella agrestis*).

إن وجود كل من الجراثيم اللابرازية التي تتناسب مع تعريفات الجراثيم القولونية والجراثيم القولونية سلبية اللاكتوز يحد من قابلية استخدام هذه المجموعة كمؤشر للتلوث البرازي. يجب أن لا يكون من الممكن الكشف عن الجراثيم القولونية في إمدادات المياه المعالجة، وإذا وجدت، فهذا يشير إلى أن المعالجة لم تكن كافية أو إلى تلوث حدث بعد المعالجة أو أن هناك إفراطاً في الغذيات. ولذلك يمكن استخدام اختبار الجراثيم القولونية كمؤشر لفعالية المعالجة وسلامة نظام التوزيع. وعلى الرغم من أنه قد لا يكون من الممكن دائماً الربط المباشر بين الكائنات الحية القولونية والتلوث البرازي أو العوامل المرضة في مياه الشرب، فان اختبار القولونيات يظل مفيداً لمراقبة النوعية الميكروبية لإمدادات مياه الأنابيب المعالجة. وفي حالة وجود أي شك، وخصوصاً عند الكشف عن الكائنات الحية القولونية، مع غياب الكائنات الحية القولونية المتحملة للحرارة والإشريكية القولونية، يمكن عندها اجراء استعراف لمستوى الأنواع أو التحاليل لكائنات حية مؤشرة أخرى وذلك لتقصي طبيعة التلوث. كما يحتاج الأمر إلى اجراء عمليات تفتيش صحي.

2 ـ 2 ـ 4 العقديات البرازية

يشير مصطلح "العقديات البرازية" إلى العقديات الموجودة بوجه عام في براز الإنسان والحيوان وتحتوي جميعها على مستضد (Lancefield)، المجموعة د. أمّا من الناحية التصنيفية، فهي تنتمي إلى أجناس المكورة المعوية والعقدية. لقد تعرّض تصنيف المكورات المعوية في الآونة الأخيرة لتغييرات هامة، ومازلنا نفتقر إلى المعرفة بالتفاصيل البيئية للعديد من الأنواع الجديدة. ويشمل جنس المكورات المعوية الآن جميع العقديات التي تشترك في خصائص كيميائية حيوية معينة وتعتبر ذات تحمل واسع النطاق لشروط النمو الضائرة وتشمل الأنواع التالية المعوية الطيرية (*E. avium*، *E. casseliflavus*، *E. cecorum*، *E. durans*، *E. faecalis*، *E. faecium*، *E. gallinarum*، *E. hirae*، *E. malodoratus*، *E. mundtii* و *E. solitarius*). ومعظم هذه الأنواع ذات أصل برازي ويمكن اعتبارها بشكل عام بمثابة مؤشرات نوعية للتلوث بالبراز البشري في كثير من الظروف العملية. ويمكن، على أية حال، عزلها عن البراز الحيواني، وهناك أنواع ونويعات معينة مثل (*E. casseliflavus*، *E. faecalis* var. *liquefaciens*، *E. malodoratus* و *E. solitarius*) تظهر بشكل رئيسي على المواد النباتية.

أما في جنس **العقديات** فلا تتميز بمجموعة المستضد "د" سوى العقدية البقريـة والعقديـة الخيلية وهما من أفراد مجموعة العقديات البرازية. ومصدرها الرئيسي هـو الـبراز الحيوانـي. وقلّما تتكاثر العقديات في المياه الملوثة وهي أكثر استدامة من **الإشريكية القولونيـة** وجراثيـم القولونيات. أمّا قيمتها الرئيسية في فحص جـودة الميـاه فتتمثـل في كونهـا مؤشـرات إضافيـة لفعالية المعالجة. وبالإضافة إلى ذلك تعدّ العقديات عاليـة المقاومـة للجفـاف وقـد تكـون ذات قيمة في المراقبة الروتينية بعد تمديـد خطوط رئيسية جديدة أو إجـراء إصلاحـات في نُـظُم التوزيع أو عند الكشف عن التلوث الناتج عن تسرب الماء السطحي نحو القاع أو تسرُّب المياه السطحية.

2 ـ 2 ـ 5 المطثيات المخفضة للسلفيت

وهذه كائنات حية لاهوائية، مشكلة للأبواغ، وأكثر أنواعها تمثيلاً لخصائصـها: المطثيـة الحاطمة (*C. welchii*). وتوجد عادة في البراز، على الرغم من كون أعدادهـا أقـل بكثـير من **الإشريكية القولونية**. وهي ليست من أصل برازي على سبيل الحصر ويمكـن اشتقاقها من مصادر بيئية أخرى. وتظل الأبواغ المطثيـة حيـة في الميـاه فـترة أطـول من الكائنـات الحيـة العائدة إلى المجموعة القولونية وتقاوم التطهير. ويمكن أن يشير وجودها في الميـاه المطهـرة إلى وجود نقائص أو عيوب في المعالجة وإلى تجاة العوامل المرضة المقاومة للتطهير من المعالجـة. وقد يشير وجود المطثية الحاطمة بشكل خاص في إمدادات المياه التي تم ترشيحها إلى وجـود عيوب في عملية الترشيح. ونظراً لطول عمرها تعتبر أفضل مؤشّر يدلّ على التلوث المتقطـع أو التلوث عن بعد. وهذا ما يضفي عليها قيمة خصوصية ولكن لا يوصى بها من أجـل عمليـات المراقبة الروتينية في نظم التوزيع. ونظراً لأنها تنزع إلى البقاء والتراكم، يمكـن الكشـف عنهـا بعد مدة طويلة من التلوث وبعيدا عنه وبذلك تعطي إنذارات كاذبة.

2 ـ 2 ـ 6 عاثية العُصَية القولونية والمؤشرات البديلة الأخرى

اقـترحت عاثيـات العُصَيـة القولونيـة لتكون مؤشـرات لجـودة الميــاه نظـراً لشــابهتها للفيروسـات المعوية البشرية وسهولة الكشف عنها في المياه. وجـرت دراسـة مجموعتـين منهـا دراسة مستفيضة وهما: العاثيات الجسدية التي تعدي ذراري مضيف **الإشـريكية القولونيـة** من خلال المستقبلات ذوات الجدار الخلوي، وعاثيات (F) المتاوعة للحمض النـووي الريـبي (RNA) التي تصيب ذراري **الإشريكية القولونيـة** والبكتيريـا ذات العلاقـة بهـا عـن طريـق شعيرات الخصوبة والشُعَيْرات الجنسية. ولا يظهر أيٌ منها بأرقام عالية في البراز البشري أو الحيواني الجديد ولكنها تكثر في مياه المجارير. وتتمثـل دلالتهـا في كونهـا تمثـل مؤشـرات لتلوث مياه المجارير بالمقارنة مع المؤشرات الجرثومية، كمؤشرات إضافية لفعالية المعالجة أو حماية المياه الجوفية.

وتوجد مجموعة الشقّاوات والعصوانيات الهشة (*Bacteroides fragilis*) بأعداد كبيرة جداً في البراز ولكنها لا تعتبر مؤشـرات مناسبة للتلوث البرازي (انظر الجزء 2) لأنها تبلى داخـل المياه بسرعة أكبر من الجراثيم القولونية وكذلك لأن طرائق الفحص لا يمكن أن يعـول عليهـا كثيراً ولم يجر تقييسها.

2 ـ 2 ـ 7 طرائق الكشف

يوفر الفحص الميكروبيولوجي أكثر المؤشرات للتلوث في مياه الشرب حساسية، وإن لم يكن أسرعها وتعتبر، خلافاً للتحاليل الكيميائية أو الفيزيائية، بحثاً عن أعداد صغيرة جداً من الكائنات الحية القابلة للنمو وليست بحثاً عن كيان كيميائي محدد أو خاصة فيزيائية. ولما كان وسط النمو وشروط الحضانة بالإضافة إلى طبيعة وعمر عينة المياه يمكنها التأثير على الأنواع المعزولة والتعداد، فإن الفحوص الميكروبيولوجية قد تكون دقتها متغيرة. وهذا يعني أن تقييس الطرائق والإجراءات المخبرية عامل غاية في الأهمية إذا كانت المعايير الخاصة بجودة الفحص الميكروبيولوجي للمياه ستكون موحّدة في مخابر مختلفة وعلى الصعيد الدولي. ويجب تقييم الطرائق العيارية الدولية في الظروف المحلية قبل اعتمادها في برامج الترصّد الوطنية. وهناك طرائق معيارية متوافرة، مثل تلك الخاصة بالمنظمة الدولية للتقييس (ISO) (الجدول 2)، التابعة لجمعية الصحة العامة الأميركية (APHA) والطرائق الخاصة بإدارة الصحة والتأمين الاجتماعي في المملكة المتحدة. ومن المرغوب فيه استخدام الطرائق العيارية الموضوعية للفحوصات الروتينية. وأيـاً كانت الطريقة المختارة للكشف عن الإشريكية القولونية والمجموعة القولونية، فلابدّ من استخدام بعض الخطوات لإنعاش أو إنقاذ الذراري التالفة من جراء البيئة أو المطهرات، مثل فترة ما قبل الحضانة لفترة قصيرة وبدرجة حرارة أقل.

الجدول 2 ـ المنظمة الدولية للتقييس (ISO)
المعايير الخاصة بكشف وتعداد جراثيم المؤشر البرازي في المياه

المنظمة الدولية للتقييس رقم المعيار	العنوان (جودة المياه)
6461 ـ 1: 1986	الكشف عن الأبواغ اللاحيوائية الخافضة للكبريتيت (المطثيات) وتعدادها ـ الجزء 1 طريقة الإغناء في وسط سائل
6461 ـ 2: 1986	كشف وتعداد أبواغ اللاحيوائيات الخافضة للكبريتيت (المطثيات) ـ الجزء 2: طريقة الترشيح الغشائي
7704: 1985	تقييم المرشحات الغشائية المستخدمة في التحاليل الميكروبيولوجية
7899 ـ 1: 1984	كشف وتعداد العقديات البرازية ـ الجزء 1: طريقة الإغناء في وسط سائل
7899 ـ 2: 1984	كشف وتعداد العقديات البرازية ـ الجزء 2: طريقة الترشيح الغشائي
9308 ـ 1: 1990	كشف وتعداد الكائنات الحية القولونية والكائنات الحية القولونية المتحملة للحرارة والإشريكية القولونية الظنية ـ الجزء 1: طريقة الترشيح الغشائي
9308 ـ 2: 1990	كشف وتعداد الكائنات الحية القولونية والكائنات الحية القولونية المتحملة للحرارة والإشريكية القولونية الظنية ـ الجزء 2: طريقة الأنبوب المتعدد (الرقم الأكثر احتمالاً)

2.3 توصيـــات

2 ـ 3 ـ 1 مبادئ عامة

يتوقف تأمين الإمداد بمياه شرب مأمونة إمّا على استخدام مياه جوفيــة ذات جـودة عاليـة، محمية، وإمّا على سلسلة من المعالجـات المختـارة بشـكل صحيـح، والقـادرة علـى تخفيـض العوامل وغيرها من الملوثات إلى المستويات التي يمكن إهمالها، مـع عـدم الإضرار بالصحـة. ويجب أن توفر نظم المعالجة حواجز متعددة لانتقال العدوى، كمـا يجـب أن تكـون العمليـة السابقة على التطهير النهائي قـادرة علـى إنتـاج ميـاه ذات جـودة ميكروبيولوجيـة عاليـة، بحيث يصبح التطهير الختامي بمثابة الاجراء الوقائي النهائي. ويكون التطهير أكـثر فعاليـة أيضاً إذا سبقت معالجة المياه لإزالة العكر ولإزالة المواد التي تستدعي الحاجـة إلى مطهـر أو القادرة على حماية العوامل الممرضة من التطهير قدر المستطاع.

ويقوم البحـث عـن مؤشـرات ميكروبيـة للتلـوث الـبرازي علـى مفهـوم "المأمونيّـة" عنـد التعطّل، وبعبارة أخرى، إذا تبين وجود المؤشرات البرازية، عندها يجب أيضاً افـتراض أن العوامل الممرضـة يمكن أن تكون موجودة أيضاً. ولهذا السـبب، لايجوز أبداً أن تكـون جراثيـم المؤشر البرازي موجـودة في الميـاه المعالجـة المقدمّة للمسـتهلك، وأي كشـف عنهـا يجـب أن يفضي إلى إجراء فوري للكشف عن السبب واتخاذ الإجراء العلاجي.

إن **الإشريكيّة القولونية** هي الأكثر مناوعة والأسـهل كشـفاً علـى الإطـلاق بـين جراثيـم المؤشر البرازي كما أنها هي الموجودة بأكبر الأعداد في الـبراز ولذلـك يوصـي بهـا علـى أنهـا المؤشر المختار لمياه الشرب. ويمكـن اسـتخدام اختبـار القولونيـات المتحملـة للحـرارة كبديـل لاختبار الكشف عن **الإشريكية القولونية**. كما يوصى بالجراثيم القولونية المتحملـة للحـرارة كمؤشرات لفعالية عمليات معالجة المياه في إزالة العوامل الممرضة المعويـة والجراثيـم البرازيـة وفي تصنيف جودة مياه الينابيع لاختيار شدة المعالجــة المطلوبـة. ولا يجـوز أن يكـون هنـاك وجود لإجمالي الجراثيم القولونية في إمدادات المياه المعالجة، وإذا وجــد، فهـذا يشـير إلى أن المعالجة لم تكن كافية، أو إلى حدوث تلوث بعد المعالجة أو وجود غذيات زائدة.

2 ـ 3 ـ 2 اختيار عمليات المعالجة

لا يمكن اختيار عمليات المعالجة لتلبيـة الاحتياجـات الميكروبيولوجيـة والكيميائيـة إلاّ بعـد إجراء مسح تفصيلي دقيق للمصـدر ولمستجمع الماء، كما هو مبين في الفقرة 2 ـ 6، بما في ذلـك تقييم مصادر التلوث المحتملة. ويمكن استخدام دراسات المسح الجرثوميـة الموسـعة لإدخـال الفصول وظروف الطقس المختلفة للمســاعدة في الاختيـار. وسـوف يمهـد الفحـص الجرثومـي المنتظم لمياه المصادر بعد التفويض بتشغيل وحدة المعالجة لاتجاهات طويلـة الأمـد في الجـودة وستشير إلى ما إذا كان هناك حاجة لإعادة النظر في المعالجة المنفّذة.

2 ـ 3 ـ 3 أهداف المعالجة

يتطلب مفهوم الحواجز المتعـددة في معالجـة الميـاه (انظـر الفصـل 6) أن تكـون عمليـة إزالـة العوامل الممرضة والملوثات والمركبات الدروكة حيوياً كاملة قدر الإمكان قبل التطهير الختامي. ويعطي الجدول 3 مثالاً عن أهـداف الأداء الخاصـة بالعمليـات النموذجيـة لمعالجـة الميـاه في

المدن، مبنّياً على أساس التحميلات وإزالة العكَر والجراثيم القولونية المتحملة للحرارة. يمكن تلبية مستويات الأداء هذه وتجاوزها بشكل مريح في التشغيل الطبيعي. ومن المؤكد أن تسلسل العمليات الواردة في الجدول 3 ليس إلا مثالاً واحداً على توليفات كثيرة ممكنة من العمليات المستخدمة في الممارسة العادية.

جدول 3 ـ مثال يوضح مستوى الأداء الممكن تحقيقه في إزالة العكَر والجراثيم القولونية المتحملة للحرارة خلال المعالجة التقليدية للمياه في المدن

المرحلة والعملية	العكـــــر			الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة		
	الإزالة[أ] (%)	معدل التحميل (NTU)[ب]	التحميل الأقصى (NTU)[ب]	الإزالة[أ] (%)	معدل التحميل (لكل 100 مل)	التحميل الأقصى (لكل 100 مل)
التصفية المجهرية	غير قابل للتطبيق[ج]	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق
المعالجة المسبقة[د]	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	99,9<	1000	10 000
التخثر/والترسيب[هـ]	90	50	300	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق
الترشيح السريع[هـ]	80<	5	30	80	1	10
الكلورة الختامية	غير قابل للتطبيق	1	5	99,9<	1>	2
توزيع الخطوط الرئيسية	غير قابل للتطبيق	1>	5>	غير قابل للتطبيق	1>	1>

(أ) الأداء المطلوب.
(ب) NTU وحدات قياس العكر.
(ج) NA غير قابل للتطبيق. العملية غير مصممة لإزالة العكر و/أو الجراثيم. التصفية المجهرية تزيل الطحالب المجهرية والعوالق الحيوانية.
(د) المعالجات المسبقة التي يمكن أن تؤدي إلى تخفيضات كبيرة في الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة هي: التخزين في مستودعات لمدة 3 ـ 4 أسابيع والتطهير المسبق.
(هـ) يجب أن نتوقع أن يزيل التخثير والترسيب والترشيح السريع إذا أُخذت هذه العمليات معاً، 99,9% من الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة.

ويمكن أيضاً تطبيق مفهوم الحواجز المتعددة على معالجة المياه في المناطق الريفية والمناطق النائية أيضاً. ويقدم الجدول 4 مثالاً على أهداف المعالجة لمثل هذه المنشآت.

2 ـ 3 ـ 4 القيم الدلالية

من الأمور ذات الأهمية البالغة فهم الأسباب الخاصة باعتماد القيم الدلالية التالية لمياه الشرب فهماً صحيحاً وتطبيق هذه القيم الدلالية مع ربطها بالمعلومات المبينة أدناه في الجزء 2.

جدول 4 ـ مثال عن أهداف الأداء الخاص بإزالة العكر والجراثيم القولونية المتحملة للحرارة في معالجة المياه على نطاق ضيق

المرحلة والعملية	العكـــــر			الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة		
	الإزالة[أ] (%)	معدل التحميل (NTU)[ب]	التحميل الأقصى (NTU)[ب]	الإزالة[أ] (%)	معدل التحميل (لكل 100 مل)	التحميل الأقصى (لكل 100 مل)
التقصّي	غير قابل للتطبيق[ج]	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق	غير قابل للتطبيق
التثفل البسيط	50	60	600	50	1000	10.000
مرشحات رمل مسبقة (3 مراحل)	80	30	300	90	500	5000
مرشحات رمل بطيئة	90<	6	60	95	50	500
التطهير	غير قابل للتطبيق	1>	5>	99.9<	3>	25
المياه الموزعة	غير قابل للتطبيق	1>	5>	غير قابل للتطبيق	1>	1>

(أ) الأداء المطلوب.
(ب) NTU وحدات قياس العكر.
(ج) NA غير قابل للتطبيق. العملية غير مصممة لإزالة العكر و/أو الجراثيم.

النوعية الجرثومية

لا يجوز أن تحتوي المياه المعدة للشرب أو للأغراض المنزلية على أي من العوامل المرضة المنقولة بواسطة المياه. وبما أن **الإشريكية القولونية** هي المؤشر الجرثومي الأكثر مناوعة والأكثر عدداً في التلوث البرازي الناجم عن البشر والحيوانات، لذلك يجب أن لا تحتوي عينات 100 مل من أي مياه معدة للشرب على **الإشريكية القولونية** أو الكائنات الحية القولونية المتحملة للحرارة (انظر الملحق 2، الجدول م2 ـ 1).

يبقى هذا المعيار ممكن للتحقيق بيسر وسهولة بواسطة معالجة المياه (انظر الجزء 6 ـ 3). لقد أوضحنا في صدد كافة أوبئة الأمراض المحمولة بالمياه أن النوعية الجرثومية للمياه لم تكن مرضية وأن هناك بينة على الإخفاق في التطهير الختامي.

وقد تتدهور الجودة البكتريولوجية للمياه أثناء التوزيع. ويمكن للجراثيم القولونية عدا **الإشريكية القولونية**، أن تظهر في إمدادات المياه التي عولجت معالجة غير كافية، أو في تلك الإمدادات التي تلوّثت بعد مغادرة وحدة المعالجة نتيجة نموّ الشُفالات أو نتيجة لمواد غير مناسبة ذات تماسّ مع المياه (كالحلقات المعدنية أو المطاطية والحشوات والمزَلقات والمواد البلاستيكية والمُلدّنات، على سبيل المثال). كما يمكنها الدخول من خلال التربة أو المياه الطبيعية عن طريق الصمامات والسدادات التي يتسرّب منها الماء والخطوط الرئيسية التي جرى إصلاحها أو الدفق الارتدادي. مثل هذا النمط من التلوث هو الذي يعدّ حدوثه أكثر

احتمالاً عندما تكون المياه غير معالجة أو غير مطهرة أو حيث تكون المطهرات محدودة أو لا يكون هناك مطهر مُتبقّ ويمكن التساهل حيال الظهور الأحيْاني للكائنات الحية القولونية في نظم التوزيع حتى نسبة 5% من العينات المأخوذة على مدى 12 شهراً على أن لا تكون الإشريكية القولونية موجودة (الجدول م2 ــ 1 الصفحة 177) ويجب التأكيد على أنّ أي ظهور نظامي للكائنات الحية القولونية يفترض أن يكون باعثاً للقلق ويجب استقصاؤه.

نوعية الفيروسات

يجب أن تكون مياه الشرب خالية خلواً كاملاً من الفيروسات المعوية لضمان عدم تهديد الأخطار التي قد يتم التغاضي عنها والتي تنطوي على احتمال انتقال الأمراض الفيروسية. ويعد أي مصدر لمياه الشرب معرّضاً للتلوث البرازي الذي يطرح احتمالاً لخطر المرض الفيروسي على المستهلكين. وهناك أسلوبان يمكن استخدامهما لضمان تخفيض خطر المرض الفيروسي إلى الحد الأدنى الممكن. وهما: تأمين مياه الشرب من مصدر تم التحقق من خلوه من التلوث البرازي، أو المعالجة الكافية للمياه الملوثة بالبراز لخفض الفيروسات المعوية إلى أدنى مستوى مقبول.

لقد أظهرت الدراسات الفيروسية أنه يمكن لمعالجة مياه الشرب أن تخفض مستويات الفيروسات خفضاً كبيراً ولكن لا يمكنها إزالتها تماماً من أحجام بالغة الاتساع من المياه. وتوفر التحاليل الفيروسية والوبائية والتحليلات المتعلقة باحتمالات الأخطار معلومات هامة، على الرغم من أنها ما تزال غير كافية لاشتقاق معايير مباشرة وكمية عن الفيروسات. لا يمكن أن يوصى بمثل هذه المعايير للاستخدام الروتيني نظراً لكلفتها وتعقيدها والطبيعة الطويلة لتحاليل الفيروسات، ولحقيقة أنها لا تستطيع أن تكشف عن الفيروسات ذات الصلة الأوثق بالموضوع.

وضعت المعايير الدلالية المبيّنة في الجدول 5 على أساس المحتوى الفيروسي المحتمل لمياه المصدر ودرجة المعالجة اللازمة لضمان انخفاض احتمالات خطر احتواء المياه على الفيروسات إلى أدنى مستوى مقبول حتى في حالة الحجوم الكبيرة من مياه الشرب.

ومن الممكن افتراض أن المياه الجوفية التي يتم الحصول عليها من مصادر محمية، تم توثيق خلوّها من التلوث البرازي من منطقة تدفقها، كالبئر والمضخات ونظام الإمداد خالية من الفيروسات. وعلى أية حال يُستحسن عند توزيع مثل هذه المياه، أن تكون مُطهرة مع إبقاء مستوى مُتبقٍ من المطهر في نظام الإمداد توزيع لتأمين الحماية ضد التلوث.

يجب أن تحقق المياه المعايير الدلالية بخصوص العكر والباهاء pH (انظر الجدول 5)، والنوعية الجرثومية (انظر الجدول م2 ـ 1، ص 177) والنوعية الطفيلية (انظر أدناه).

النوعية الطفيلية

ليس من الممكن وضع قيم دلالية للأوالي المرضة والديدان والكائنات الحية ذات المعيشة الحرة سوى قولنا أن هذه العوامل لا يجوز أن تكون موجودة في مياه الشرب، لأن الواحد أو القليل جداً من هذه الكائنات الحية يمكن أن يسبب العدوى للإنسان. والطرائق التحليلية الخاصة بالعوامل المرضة من الأوالي مكلفة ومستهلكة للوقت ولا يمكن أن يوصى بها

الجدول 5 ـ المعالجات الموصى بها لمصادر المياه المختلفة لإنتاج مياه ينخفض فيها احتمال خطر وجود الفيروس إلى الحد الأدنى المقبول[أ]

نمط المصدر	المعالجة الموصى بها
المياه الجوفية	
آبار عميقة محمية، خالية خلوًا كاملاً من التلوث البرازي	تطهير[ب]
آبار ضحلة غير محمية: ملوثة بالبراز	ترشيح وتطهير
المياه السطحية	
مياه محمية محجوزة نجدية، خالية خلواً كاملاً من التلوث البرازي	تطهير
مياه محجوزة غير محمية أو نهر نجدي، تلوث برازي	ترشيح وتطهير
أنهار أراضي واطئة غير محمية: تلوث برازي	تطهير مسبق أو تخزين وترشيح وتطهير
مستجمعات مياه أمطار غير محمية، تلوث برازى شديد	تطهير مسبق أو تخزين وترشيح ومعالجة وتطهير إضافيّان
مستجمعات مياه أمطار غير محمية، تلوث برازى شامل	لا يوصى بها لإمدادات مياه الشرب

(أ) بالنسبة لجميع المصادر، يجب أن لا تتعدى القيمة الوسطية للعكر قبل التطهير النهائي وحدة واحدة من وحدات قياس العكر (NTU) وأن لا تتعدى 5 وحدات في العينات المفردة.

ويجب أن يفضي التطهير الختامي إلى تركيزات متبق من الكلور الحر مقداره ≤0,5% مغ/لتر بعد 30 دقيقة على الأقل من الاحتكاك في الماء عند باهاء <8,0 أو يجب إظهار أنها عملية تطهير مكافئة من ناحية درجة تثبيط الفيروسات المعوية (<99,99%).

أما الترشيح فيجب أن يكون إمّا ترشيحاً رملياً بطيئاً أو ترشيحاً سريعاً (ترشيح رمل، ترشيح ثنائي، أو بوسائط متنوعة) مسبوقاً بتخثر كاف أو تندُّف (مع ترسيب أو تعويم) ويمكن أيضاً استخدام الترشيح بتراب الشطورات أو عملية الترشيح التي ثبت أنها مكافئة من أجل خفض الفيروسات. ويجب أن تكون درجة تخفيض الفيروسات >90%.

ويمكن أن تتضمن المعالجة الإضافية ترشيحاً رملياً بطيئاً أو أوزنة مع امتزاز كربون حبيبي مُنشّط أو أي عملية أخرى ثبت أنها تحقق تخفيضاً في الفيروسات المعوية أكبر من 99%

(ب) ينبغي أن يستخدم التطهير إذا أظهرت المراقبة وجود الإشريكية القولونية أو الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة.

للاستخدام الروتيني. ويجرى الآن تقييس الطرائق الخاصة بتركيز مراحل انتقال الجيارديـة وخفية الأبواغ من أحجام كبيرة من المياه (انظر الجزء 2). وعندما تتوافر التسهيلات الخاصة بدراسة وقوع الطفيليات في المياه السطحية يمكن استخدام هذه الطرائق لقياس فعالية معالجة المياه في إزالتها وكذلك وقوع حمل هذه الطفيليات بواسطة نواقل حيوانيـة في مستجمع مياه الأمطار. وهذا سيمُكّن من الفهم الأفضل لعلم الأوبئة وللعلاقات الحيوانية المصدر العائدة إلى هذه الطفيليات. ويمكن التحكم في الطفيليات المرضة والحياة الحيوانية اللافقارية على أفضل وجه في خطوط المياه الرئيسية بواسطة التشغيل الصحيح ورصد عمليات معالجة المياه وممارسات التوزيع. ويجب أن يضمن تحقيق المعايير الجرثومية بصورة خاصة (انظر الجدول م2 ـ 1، ص 177) وتطبيق المعالجات اللازمة لخفض العوامل الفيروسية (انظر الجدول 5) إلى الحد الأدنى المقبول باستثناء حالات غير عادية من التلوث الطفيلي الحاد.

2 ـ 4 الرصد

2 ـ 4 ـ 1 الأساليب والاستراتيجيات

يتكون رصد جودة مياه الشرب، في الحالة المثالية، من مُقوِّمَيْن أساسيين:

- الرقابة المتواصلة على الجودة وعلى أساس روتيني للتأكد من أن المعالجة والتوزيع يلتزمان بالأهداف والأنظمة الصادرة؛
- الترصُّد الدوري الميكروبيولوجي والصحي العام لنظام توريد المياه بأكمله من المصدر وحتى المستهلك.

تعتبر وظيفة الرصد المستمر جزءاً لا يتجزأ من مسؤوليات الجهة المسؤولة عن توريد المياه، التي يمكن من خلالها ضمان الأداء المقبول لعمليات المعالجة، وجودة المياه الناتجة، وغياب التلوث الثانوي داخل شبكة التوزيع. كما يجب على هيئة مستقلة أن تتحقق من قيام المصالح المائية بواجباتها على الوجه الصحيح. وتقع وظيفة الترصُّد هذه عادة على عاتق السلطات الصحية في المستويات المحلية والقطرية والوطنية.

2 ـ 4 ـ 2 تواتر أخذ العينات

سوف يتوقف تواتر أخذ العينات على الموارد المتاحة. وكلما ازداد تواتر فحص المياه، ازداد احتمال الكشف العرضي عن التلوث. وهناك نقطتان رئيسيتان يجب ملاحظتهما أولاهما، أنّ فرص الكشف عن التلوث الذي يحدث بشكل دوري أكثر مما يحدث على نحو عشوائي إذا أخذت العينات في أوقات مختلفة من النهار وفي أيام مختلفة من الأسبوع. وثانيهما، أنّ الفحص المتواتر بطرائق بسيطة أكبر قيمة من الفحص الأقل تواتراً باختبار معقد أو سلسلة من الاختبارات. ويتوقف تواتر أخذ العينات من مصادر المياه الخام على نوعيتها العامة وحجمها وأرجحية التلوث وفصل السنة. ويجب تحديد هذا التواتر من قبل الجهة المحلية المختصة بالمراقبة وكثيراً ما يتم تحديدها في الأنظمة والدلائل الوطنية. وسوف تشير النتائج والمعلومات الواردة من التفتيش الصحي لمواقع المياه الجوفية إلى مدى الحاجة إلى زيادة التيقظ.

ويتوقف تواتر أخذ العينات من المياه المعالجة التي تغادر الشبكات على جودة مصدر المياه ونمط المعالجة. على أن الحد الأدنى لتواتر أخذ العينات هو عينة واحدة كل أسبوعين من منشأة معالجة المياه ذات المصدر المائي الجوفي؛ وعينة واحدة أسبوعياً من منشآت المعالجة ذات مصدر المياه السطحي.

ويجب أن يزداد تواتر أخذ العينات عندما يكون عدد المزوَّدين بالمياه كبيراً، نظراً لازدياد عدد المعرَّضين للمخاطر. والتوجيهات الخاصة بتصميم برامج أخذ العينات وتواترها واردة في معايير المنظمة الدولية للتقييس (ISO) (الجدول 6) وفي الأنظمة الوطنية. أمّا الحد الأدنى للتواتر الموضَّح في الجدول 7 فيوصى به للمياه الموجودة في نظام التوزيع.

ويجب إحداث مباعدة عشوائية بين العينات خلال الشهر الواحد ومن شهر لآخر على أن تؤخذ من نقاط ثابتة مثل محطات الضخ ومن الخزانات ومن مواقع عشوائية على طول نظام التوزيع، بما في ذلك النقاط القريبة من الأطراف القصوى والصنابير المتصلة مباشرة مع

الجدول 6 ـ لائحة بالمعايير الخاصة بجودة المياه والتوجيهات المتعلقة بأخذ العينات والصادرة عن المنظمة الدولية للتقييس (ISO)

المنظمة الدولية للتقييس رقم المعيار	العنوان (جودة المياه)
5667 ـ 1: 1980	أخذ العينات ـ الجزء 1: إرشاد حول تصميم برامج أخذ العينات
5667 ـ 2: 1982	أخذ العينات ـ الجزء 2: إرشاد حول تقنيات أخذ العينات
5667 ـ 3: 1985	أخذ العينات ـ الجزء 3: إرشاد حول حفظ العينات ومعالجتها
5667 ـ 4: 1987	أخذ العينات ـ الجزء 4: إرشاد حول أخذ العينات من البحيرات الطبيعية والاصطناعية
5667 ـ 5: 1991	أخذ العينات ـ الجزء 5: إرشاد حول أخذ العينات من مياه الشرب والمياه المستعملة لمعالجة الأطعمة والمشروبات
5667 ـ 6: 1990	أخذ العينات ـ الجزء 6: إرشاد حول أخذ العينات من الأنهار والجداول

الجدول 7 ـ الحد الأدنى لتواتر أخذ عينات مياه الشرب في نظام التوزيع

السكان التي تقدم لها الخدمات	العينات الواجب أخذها شهرياً
أقل من 5000	عينة واحدة
5000 ـ 100 000	عينة واحدة لكل 5000 من السكان
أكثر من 100 000	عينة واحدة لكل 10 000 من السكان + 10 عينات إضافية

الخطوط الرئيسية في المنازل والمباني، التي تضم أنواعاً عديدة من الشاغلين. حيث يكون هناك احتمال خطر أكبر من جراء التلوث عن طريق الاتصالات التصالبية والدفق الإرتدادي.

ويجب زيادة تواتر أخذ العينات في أوقات الأوبئة والفيضانات وعمليات الطوارئ أو بعد حالات انقطاع الإمدادات أو أعمال الإصلاح. أما في حالة النظم التي تخدم مجتمعات محلية صغيرة، فمن الأرجح أن تسفر عمليات المسح الصحي الدورية عن معلومات أكثر مما يسفر عنه أخذ العينات غير المتواتر.

ولا يمكن إعطاء توصيات عامة حول الإمدادات التي لا تضخ بأنابيب المياه والمياه غير المعالجة، لأن الجودة واحتمالات التلوث يتغيران تبعاً للفصول والظروف المحلية. ومن الواجب تحديد تواتر أخذ العينات من قبل إدارة المراقبة المحلية وأن ينسجم ذلك مع الظروف المحلية بما في ذلك نتائج عمليات المسح الصحية.

2 ـ 4 ـ 3 الإجراءات الخاصة بأخذ العينات

ورد التوجيه التفصيلي حول الإجراءات الواجب استخدامها عند أخذ العينات من مصادر مياه مختلفة أو من منشآت المعالجة ونظم التوزيع ومن الصنابير في الجزء 3 من "دلائل جودة

مياه الشرب" وبطرائق معيارية في (الجدول 6) وغير ذلك من المراجع الواجب الرجوع إليهـا. وعلى كل حال، فلابد من ملاحظة النقاط العامة التالية.

يجب الاهتمام بضمان كون العينات ممثلة للمياه الواجب فحصها وعدم وقـوع أي تلوث عارض أثناء أخذ العينة. ولذلك ينبغي على من يقوم بجمع العينات أن يكـون مدربـاً وواعيـاً لطبيعة عمله المنطوي علـى المسؤولية. تثبت علـى العينـات بطاقـات واضحـة تبيـن الموقـع والتاريخ والوقت وطبيعة العمـل وغيرهـا مـن المعلومـات ذات الصلـة بـالموضوع ثـم ترسـل إلى المخابر ليتم تحليلها دون أي تأخير.

وإذا كان من المحتمل أن تحتوي المياه المراد فحصها على الكلور أو الكلورامـين أو ثـاني أكسيد الكلور أو الأوزون، عندهـا يجـب إضافـة محلـول تيوسـولفيت الصوديـوم لتعديـل أي مطهر. وليس لتركيز التيوسولفيت المضّبط بدقة تأثير يُعتّد به على الكائنات الحية القولونيـة بما في ذلك **الإشريكية القولونية** سواء في عينات المياه المُكلوَرة أو غير المُكلوَرة أثناء التخزين وفي حالة وجود معادن ثقيلة، وخصوصاً النحاس يجب إضافـة عوامـل تمخلـب (chelating agents) مثل حمض الإيديتيك (edetic acid (EDTA)).

ويجب عند أخذ عينات المياه المطهرة تحديد تركيز المطهـر المتبقـيّ عنـد نقطـة الاعتيـان والباهاء pH في وقت جمع العينات.

عندما يتطلب الأمر جمع عدد من العينات لأغراض مختلفة من نفس الموقع، يجب أخـذ العينة الخاصة بالفحص الجرثومي أولاً لتجنب خطر تلوث نقطة جمع العينات.

كما يجب أخذ عينات من أجزاء مختلفة من نظام التوزيـع لضمـان اختبـار كافـة أجـزاء النظام. وعند أخذ العينات من جداول المياه والبحيرات أو الصهاريج، يجب أخـذ الميـاه مـن تحت السطح بعيدة عن الضفاف وجوانب الخزان والمناطق الراكدة من دون تحريك الثفالات. يجب تطهير الصنابير وفتحات أخذ العينات وفوهات المضخات، إن أمكن، مع إسالة كميـة من المياه لطرد المياه الراكدة في الأنبوب قبل أخذ العينة. ينبغي تحديد فتحات أخذ العينات في عمليات المعالجة وفي خطوط المياه الرئيسية بعناية لضمان كون العينات تمثيلية. كما يجب أن يكون الأنبوب المؤدي إلى الصنبور قصيراً قدر الإمكان ويمكن تخفيض التغيـرات التـي قـد تطرأ على المحتوى الجرثومي للمياه عند التخزين إلى أدنى حد ممكن عن طريق ضمـان عـدم تعرّض العينات للضوء، والمحافظة على برودتها ويفضل أن تكون بين درجة حرارة 4 درجات سلزية و10 درجات سلزية، ولكن من دون تجميدها. يجب أن يبدأ الفحص في أقـرب وقـت ممكن بعد جمع العينات وعلى وجه اليقين خلال 24 ساعة. وإذا لم يكن مـن الممكـن تـبريد العينات، وجب إجراء الفحص خلال ساعتين من جمعها. وفي حال عدم إمكـان تحقيـق أي من هذين الشـرطين يجب عدم تحليل هذه العينة. ويجـب أن يكـون الصنـدوق المسـتخدم في نقل العينات نظيفاً ومطهـراً بعـد كـل استعمال لتجنـب تلويـث سـطوح وزجاجـات وأيـدي العاملين في جمع العينات.

2 ـ 4 ـ 4 المتطلبات الخاصة ببرنامج الترصُّد

الترصُّد هو التقييم المستمر والمتيقظ للصحة العامة والإشـراف علـى سـلامة إمدادات ميـاه الشرب ومقبوليّتها. ولابدّ لكل مُكوِّن مـن مكوِّنـات نظام ميـاه الشـرب ــ المصـدر والمعالجـة

والتخزين والتوزيع ـ أن يؤدي عمله من دون أن يكون هناك احتمال خطر التقصير. فـالقصور في جزء واحد سيعرض تأثيرات الأجزاء الأخرى التي تؤدي وظيفتها أداءً كـاملاً للخطر ويلغيها بالإضافة إلى الرعاية التي بُذلت لضمان قيامها بعملها. والمياه تظل عُرْضة للتلوث خلال كافة مراحل توريدها مما يستدعي التيقظ المستمر. وفي نفس الوقت، يتطلب الأمر تقييماً متأنياً وحصيفاً لمصادر الخطر والتعطُّل المحتملة وذلك قبـل تخطيـط وإنشـاء الإمدادات، وعلى نحو مستمر بعد ذلك، نظراً للظروف المتغيرة ومصادر التلوث المحتملة. يجب وضع خطط لمواجهة حالات الطوارئ التي قد تنشـأ عـن طريـق الكـوارث الطبيعيـة أو الكوارث التي هي من صنع الإنسان مثل الحوادث والأعمال العدائية والاضطرابات المدنية أو انقطاع الإمداد بمواد كيميائية أساسية تستخدم في المعالجة.

ويتمثل الجزء الجوهري من الترصُّد في إقامة نظام مناسب للتنظيم والقيادة. وهذا يعني في أعلى المستويات، وضع وفرض معايير وطنية ونشر الدلائل الوطنية لتحقيق الالتزام بـالقوانين والمعايير. كما يعني على مستوى السلطة المسؤولة عن إمدادات المياه، تعزيـز مجموعـة القوانين المحليـة الخاصـة بالممارسة الجيدة في محطات ضخ المياه بالإضافة إلى التعليـم والتدريب الرسميين. كما يجب العمل على إيجاد هيئة تفتيش نظامية تتمتع بسلطة وطنيـة لضمان تحقيق المتطلبات القانونية والالتزام بالمعايير. ويجب أن تكون هذه الهيئة منفصلة عن الهيئة الممثلة لصالح موردي المياه.

يجب أن يكون لدى كل مـن موردي المياه وهيئـة التفتيش تسهيلات مخـابر مجهـزة تجهيزاً جيداً مع هيئة من العـاملين المدربين والمؤهلين تـأهيلاً جيـداً، وتسـهيلات كافيـة، للحفاظ على مستوى المراقبة المطلوبة علـى أسـاس منتظـم مـع القـدرة علـى تنفيـذ الفحـوص الإضافية على النحو المطلوب لتلبية الاحتياجات الخاصة. كما يجـب أن يكـون العـاملون في التشغيل في محطات معالجة المياه على مستوى لائق من التدريب والتأهيل.

يجب تـوفير خطوط الاتصال والقيادة في البداية مـع فهمهـا فهمـاً جيـداً مـن قبـل كافـة العاملين وصولاً إلى أعلى المستويات. ويهدف هذا إلى ضمان الأداء الوظيفي الفعال من يـوم إلى يوم. كما يهدف أيضـاً إلى ضمان اتخاذ الإجراء العلاجي الفـوري في الحـالات الطارئـة وعنـد اكتشاف الملوثات، ويجب الإسراع في تدارك أي قصور جرثومي حال اكتشـافه، وهـذا يعـني أن نتائج بحث الأخصائي في الميكروبيولوجيا يجب أن يكون لها وزن واعتبار لدى المهنـدس وموظفي التشغيل. ثم إن خطوط الاتصال المطلوبة في حـالات الطـوارئ ستكون معقدة، إذ لا تشمل هيئات عامة مختلفة فحسب بل تشمل أيضاً حدوداً جغرافيـة للمسـؤولية. ولابـدّ مـن وضع التعليمات المناسبة وفهمها جيداً في كل موقع من مواقع العمل.

أما نطاق الترصُّد، مع الأمثلة التي تغطي النقاط المذكورة في هذا القسم، فقـد تم إيرادهمـا في منشـورات مسـتقلة لمنظمـة الصحـة العالميـة، يجـب الرجـوع إليهـا (انظـر ثبـت المراجـع ص 148). وكان يجري تركيز الانتباه على أهمية الترصُّد على نحو متكرر من خـلال تقـارير رسمية حول فاشيات خطيرة للأمراض المحمولة بالمياه، حيث تكشف عادة عن أشـكال مـن العجز في أكثر من مجال. أمّا إجراءات الترصُّد فمشروحة بشكل أوسع في الجزء 3 من "دلائل جودة مياه الشرب".

2 ـ الجوانب المكروبيولوجية

تختلف مستويات ترصُّد جودة مياه الشرب اختلافاً كبيراً في البلدان النامية بمجرد تباين أشكال التطور الاقتصادي وتباين أساليب تأمين إمدادات المياه. يجب تطوير الترصد على نحو متدرج، متصاعد من خلال تكييف المستوى مع الأوضاع المحلية والموارد الاقتصادية مع التنفيذ التدريجي وتحقيق التماسك وتطوير البرنامج إلى أن يصل إلى المستوى المطلوب في النهاية.

3. الجوانب الكيميائية

1.3 المعلومات الأساسية المستخدمة

وضعت التقديرات الخاصة بسمية ملوثات مياه الشرب على أساس التقارير المنشورة المأخوذة من مطبوعات متداولة، والمعلومات الصريحة المطروحة من قبل الحكومات، وغيرها من الجهات المعنية وعلى المعطيات المسجلة الملكية وغيرها. وكانت الأساليب الدولية الحالية الخاصة بتطوير الدلائل تدرس باهتمام أثناء وضع القيم الدلالية حيث جرى استعراض تقديرات المخاطر السابقة الموضوعة من قبل البرنامج الدولي للسلامة الكيميائية (IPCS) في دراسات حول معايير الصحة البيئية، والوكالة الدولية لأبحاث السرطان (IARC) والاجتماعات المشتركة بين منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول ثمالات مبيدات الهوام (JMPR) ولجنة الخبراء المشتركة بين منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية للمضافات الطعامية (JECFA). وكان البحث يعتمد على هذه التقديرات إلا حين كانت المعلومات الجديدة تبرّر إعادة التقدير. وكان يجري تقييم نوعية المعطيات الجديدة تقييماً نقدياً قبل استخدامها في تقدير المخاطر.

2.3 استهلاك مياه الشرب ووزن الجسم

تظل البيانات العالمية حول استهلاك مياه الشرب محدودة. ففي الدراسات التي نُفّذت في كندا وهولندا والمملكة المتحدة والولايات المتحدة الأمريكية تبين أن متوسط الاستهلاك اليومي للفرد الواحد أقل من لترين في العادة، ولكن كان هناك اختلاف كبير بين الأفراد. حيث يمكن أن يتبدل مدخول المياه تبعاً للطقس والنشاط الجسدي والثقافة، ولا يمكن للدراسات الآنفة الذكر التي أجريت في مناطق معتدلة، إلا أن تمكننا من إلقاء نظرة محدودة على نماذج الاستهلاك في أنحاء العالم. ففي درجات الحرارة التي تربو على 25 درجة سلزية، مثلاً، يوجد ارتفاع حاد في مدخول السوائل ويحدث ذلك، إلى حد بعيد، لتلبية الحاجات المترتبة على نسبة التعرق المرتفعة.

وكان يفترض بوجه عام عند تطوير القيم الدلالية من أجل المواد الكيميائية الخطرة المحتملة، أن الاستهلاك اليومي 2 لتر للفرد الواحد البالغ وزنه 60 كغ. والقيم الدلالية الموضوعة لمياه الشرب باستخدام هذا الافتراض تخطئ بالفعل. وعلى أية حال، يمكن لمثل هذا الافتراض أن يقدر استهلاك المياه لكل وحدة وزن دون قدره، وأن يحدث هذا فيما يتعلق بالتعرُّض بالنسبة لأولئك الذين يعيشون في المُناخ الحار بالإضافة إلى الرضَّع و الأطفال الذين يستهلكون السوائل أكثر من البالغين بالنسبة لكل وحدة وزن.

ولذلك ينطبق المدخول الأعلى، وكذلك التعرض، بالنسبة للأطفال والرضع لفترة زمنية محدودة فقط ولكن يمكن لهذه الفترة أن تتوافق مع حساسية أعلى لبعض العوامل السامة وحساسية أقل بالنسبة لغيرها. وسيكون للتأثيرات اللاعكوسة التي تحدث خلال السنوات الأولى من العمر أهمية اجتماعية وصحية عامة أكبر من التأثيرات المتأخرة. وحيثما كان يتقرّر أن هذا الجزء من السكان يواجه احتمال الخطر على وجه الخصوص من جراء التعرض لمواد

كيميائية معينة، كان يتم إشتقاق القيمة الدلالية على أساس افتراض أن الولد الذي يزن 10 كغ يستهلك لترا واحدا يومياً، أو أن الطفل الذي يزن 5 كغ يستهلك 0,75 لتر يوميا ولكن مدخولات السوائل اليومية المتناسبة أعلى منها عند البالغين على أساس وزن الجسم.

3.3 الاستنشاق والامتصاص الجلدي

يشتمل إسهام مياه الشرب في التعرض اليومي على ابتلاع المياه مباشرة مثلما يشتمل على بعض الطرق غير المباشرة مثل استنشاق المواد الطيارة والاحتكاك الجلدي أثناء الاستحمام أو الاغتسال.

وكانت البيانات في اغلب الحالات غير كافية لإفساح المجال لتقديرات يُعَوَّل عليها حول التعرض بواسطة الاستنشاق والامتصاص الجلدي للملوثات الموجودة في مياه الشرب. ولذلك لم يكن من الممكن تحديد الدخول من هذه الطرق على وجه التحديد في اشتقاق القيم الدلالية وعلى أية حال، تظل هذه الحصة من إجمالي الدخول اليومي الممكن احتماله (TDI) والمخصصة لمياه الشرب كافية بشكل عام لأخذ طرق المدخول الإضافية هذه بعين الاعتبار (انظر الجزء 3 ـ 4 ـ 1). وإذا كان هناك قلق من جراء عدم التحديد الكافي للاستنشاق المحتمل للمركبات الطيارة والتعرض الجلدي من جراء الاستخدامات المتنوعة للمياه داخل البيت (الاغتسال بالدوش مثلاً) عندها يمكن للسلطات تعديل القيمة الدلالية.

4.3 تقييم احتمال الخطر الصحي

هناك مصدران رئيسيان للمعلومات حول التأثيرات الصحية الناجمة عن التعرض للمواد الكيميائية والتي يمكن استخدامها في اشتقاق قيم دلالية. أولهما الدراسات في الجمهرات البشرية. وكثيرا ما تكون قيمة أمثال هذه الاستقصاءات محدودة. نظرا للافتقار إلى المعلومات الكمية حول التركيزات التي يتعرض لها الناس أو حول التعرض المتواقت لعوامل أخرى. والثاني، وهو الأكثر استخداماً، هو دراسات السمية التي تستخدم حيوانات مخبرية. وأمثال هذه الدراسات محدودة بوجه عام نظراً للعدد الضئيل نسبياً للحيوانات المستخدمة والجرعات المعطاة العالية نسبياً. وبالإضافة إلى ذلك. تمس الحاجة إلى استيفاء نتائج الجرعات المنخفضة التي تتعرض لها الجمهرات البشرية عادة.

ولكي يتم اشتقاق قيمة دلالية من أجل حماية صحة الإنسان. سيكون من الضروري اختيار أفضل الدراسات الحيوانية التجريبية ملاءمة لاستيفاء النتائج على أساسها. ويفضل الحصول على معطيات من دراسات أجريت على نحو جيد تتجلى بها العلاقة الواضحة بين الجرعة والاستجابة. كما استخدمت أحكام مبنية على الخبرة لاختيار أكثر الدراسات ملاءمة من مجال المعلومات المتاحة.

3 ـ 4 ـ 1 اشتقاق القيم الدلالية باستخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمُّله

ومن المعتقد بشكل عام بالنسبة لمعظم أنواع السمية أن هناك جرعة لا يمكن أن يُحْدِث ما دون مستواها أية آثار ضائرة. أمّا المواد الكيميائية التي تسبب مثل هذه الآثار السامة، فيمكن اشتقاق مدخول يومي من أجلها يمكن تحمُّله (TDI) على الشكل التالي:

$$\frac{LOAEL \text{ or } NOAEL}{UF} = TDI$$

حيث يكون: NOAEL = مستوى الأثر الضائر غير المُلاحَظ،
LOAEL = مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته،
UF = عامل اللايقين،

وعندئذ يتم اشتقاق القيمة الدلالية من الدخول اليومي الممكن تحمُّله على النحو التالي:

$$\frac{P \times bw \times TDI}{C} = GV$$

حيث يكون: bw = وزن الجسم (60 كغ للبالغين، و10 كغ للأطفال، و 5 كغ للرضّع)،
P = الجزء المخصص لمياه الشرب من الدخول اليومي الممكن تحمُّله،
C = الاستهلاك اليومي لمياه الشرب (2 لتر للبالغين ولتر واحد للأطفال و0,75 لتر للرضع).

المدخول اليومي الممكن تحمُّله

والمدخول اليومي الممكن تحمُّله يمثل تقديراً لكمية المادة الموجودة في الطعام أو مياه الشرب المعبر عنها على أساس وزن الجسم (مغ/كغ أو مكروغرام/كغ من وزن الجسم)، والتي يمكن ابتلاعها يومياً على مدى العمر من دون مخاطر صحية كبيرة.

وعلى مدى سنوات عديدة قامت كل من لجنة الخبراء المشتركة لمنظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية لمتبقيات مبيدات الهوام بوضع مبادىء معينة لاشتقاق المدخولات اليومية المقبولة. وكان يتم تبنّي هذه المبادئ كلما كانت ملائمة لاشتقاق المدخول اليومي الممكن تحمُّله، والمستخدم في وضع القيم الدلالية الخاصة بجودة مياه الشرب.

وقد تم وضع المدخول اليومي المقبول للمضافات الطعامية ومتبقيات مبيدات الهوام التي تظهر في الطعام للأغراض التكنولوجية الضرورية أو لأسباب تتعلق بحماية النبات. أما بالنسبة للملوثات الكيميائية التي ليس لها في العادة وظيفة مقصودة في مياه الشرب، فإن مصطلح "المدخول اليومي الممكن تحمله" ينظر إليه على أنه أكثر ملاءمة من مصطلح "المدخول اليومي المقبول" لأنه يدل على الجواز أو الإباحة أكثر مما يدل على المقبولية.

ولما كانت المدخولات اليومية الممكن تحملها تمثل مدخولاً يمكن تحمُّله على مدى العمر فهي ليست من الدقة بحيث لا يمكن تجاوزها لفترات قصيرة من الوقت، كما أن التعرض القصير الأمد لمستويات تتجاوز المدخول اليومي الممكن تحمُّله ليس مدعاة للقلق بشرط أن لا يتجاوز المدخول الفردي بمعدّله المحسوب على مدى فترات أطول المستوى المقرر تجاوزاً كبيراً. أما عوامل الارتياب الكبيرة التي يتم إدخالها، عموماً، عند وضع المدخول اليومي الممكن تحمُّله (انظر أدناه) فتفيد في التأكّد من أن التعرض الذي يتجاوز المدخول اليومي الممكن تحمُّله لفترات قصيرة لا يرجح أن يكون له أي آثار مؤذية للصحة. وعلى أية حال، يجب إيلاء الاهتمام لأية آثار سمية حادة محتملة يمكن أن تظهر في حالة التجاوز الكبير للمدخول اليومي الممكن تحمله لفترات قصيرة من الوقت.

وقد استخدم المدخول اليومي المحسوب المكن تحمُّله في اشتقاق القيمة الدلالية التي تم تدويرها بعد ذلك لتصبح رقماً مُعْتداً. وفي بعض الأمثلة استخدمت قيم المدخول اليومي المقبول ذات الرقم المعتّد الوحيد التي وضعتها لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية أو لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام لحساب القيمة الدلالية. ثم كان يتم تدوير القيمة الدلالية عموماً إلى رقم معتّد واحد لكي يعكس اللايقين في معطيات السمية الحيوانية وافتراضات التعرض. ولم يستخدم أكثر من رقم معتّدٍ واحدٍ من أجل القيم الدلالية إلا حين كانت المعلومات المُوسّعة حول السمية والتعرض توفر يقيناً أكبر.

مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ ومستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته

يعرّف مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ بأنه أعلى جرعة أو تركيز لمادة كيميائية في دراسة منفردة، وتم الوصول إليها بالتجربة أو الملاحظة، ولا تسبب تأثيرات صحية ضائرة يمكن الكشف عنها. كلما أمكن ذلك، ويرتكز مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ على دراسات طويلة الأمد ويفضل أن تتناول هذه الدراسات الابتلاع في مياه الشرب. وعلى أية حال، يمكن أيضاً استخدام مستويات الأثر الضائر غير الملاحظ التي يتم الحصول عليها من الدراسات القصيرة الأمد والدراسات التي تستخدم مصادر تعرُّض أخرى (كالطعام والهواء).

وفي حالة عدم توافر مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ، يمكن استخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الملاحظ وهو الجرعة الدنيا أو التركيز الأدنى الملاحظ لمادة يلاحظ عندها الأثر صحي ضائر يمكن الكشف عنه. وفي حالة استخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته عوضاً عن مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ، يستخدم في العادة عامل إضافي للارتياب (أنظر أدناه).

عوامل الارتياب

وقد استخدم تطبيق عوامل الارتياب على نطاق واسع في اشتقاق المدخولات اليومية المقبولة الخاصة بالمضافات الغذائية، ومبيدات الهوام، والملوثات البيئية. ويتطلب اشتقاق مثل هذه العوامل رأي خبير وتمحيصاً متأنياً للبيّنة العلمية المتاحة.

وكانت تستخدم أثناء اشتقاق القيم الدلالية لجودة مياه الشرب الخاصة بمنظمة الصحة العالمية عوامل الارتياب في أدنى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ أو مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته من أجل الاستجابة التي تعتبر هي الأكثر اعتداداً من الوجهة البيولوجية وقد جرى تحديدها بالإجماع بين مجموعة الخبراء باستخدام الأسلوب الموضح أدناه:

مصدر الارتياب	العامل
الاختلاف بين الأنواع (بين الحيوان والإنسان)	1 ـ 10
الاختلاف ضمن النوع (اختلافات فردية)	1 ـ 10
كفاية الدراسات أو قاعدة المعطيات	1 ـ 10
طبيعة الأثر وخامته	1 ـ 10

وتشمل الدراسات أو قاعدة المعطيات غير الملائمة تلك التي استعملت مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته (LOAEL) بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير المُلاحَظ (NOAEL)، كما تشمل الدراسات التي اعُتبرت أقصر مدة مما هو مرغوب. وتشتمل الحالات التي تبرُز فيها طبيعة الأثر أو خامته وجود عامل ارتياب إضافي الدراسات التي تكون فيها نقطة النهاية تشوه الجنين أو تكون فيها نقطة النهاية المحددة لمستوى الأثر الضائر غير المُلاحَظ (NAOEL) قد رُبطت بشكل مباشر مع إمكانية محتملة للسرطنة. واستخدم في الحالة الثانية عامل ارتياب إضافي من أجل المركبات المُسَرْطنة التي اشتُقت لها قيمة دلالية باستخدام أسلوب الدخول اليومي الممكن تحمُّله (انظر الفقرة 3 ــ 4 ــ 2) استخدمت عوامل دون العشرة من أجل الاختلاف بين الأنواع، ومثال ذلك، الاختلاف بين الأنواع عندما يكون من المعروف أن الإنسان أقل حساسية من الأنواع الحيوانية المدروسة.

ويجب أن لا يتجاوز عامل الارتياب الرقم 10 000. أما إذا كان تقدير احتمال الخطر سيؤدي إلى عامل ارتياب أعلى، فسيبلغ المدخول اليومي الناتج والممكن تحمله من البعد عن الدقة ما يفقده معناه. أما المواد التي كانت فيها عوامل الارتياب أكبر من 1000، فقد تم وضع قيم دلالية مؤقتة لها للتأكيد على مستوى الارتياب العالي اللازم لهذه القيم.

ويعتبر اختيار وتطبيق عوامل الارتياب أمراً هاماً في اشتقاق القيم الدلالية للمواد الكيميائية، إذ يمكن أن تُشكل فرقاً كبيراً بالقياس إلى القيم الموضوعة. أما الملوثات التي يكون الارتياب معها ضئيلاً نسبياً، فقد تم اشتقاق القيمة الدلالية لها باستخدام عامل ارتياب ضئيل. وعلى كل حال، فمعظم الملوثات يوجد حيالها ارتياب علمي كبير، ولذلك كان يستخدم من أجلها عامل ارتياب كبير. وعليه فمن الممكن أن يكون هناك هامش واسع من السلامة فوق القيمة الدلالية قبل أن تنتج التأثيرات الصحية الضائرة.

هناك ميزة كبيرة في استخدام طريقة تحقق درجة عالية من المرونة. وعلى أية حال، فمن المهم عرض اشتقاق عامل الارتياب المستخدم في حساب القيمة الدلالية بصورة واضحة كجزء من الأسباب المنطقية، لأن ذلك يساعد السلطات المختصة على استخدام الدلائل إذ يكون هامش السلامة الذي يأخذ الظروف المحلية بعين الاعتبار واضحاً. كما أن هذا يساعد أيضاً في تحديد مدى إلحاح الإجراء المطلوب وطبيعته في حال تجاوز القيمة الدلالية.

تخصيص المدخول

ليست مياه الشرب هي المصدر الوحيد للتعرض البشري للمواد التي وضعت القيم الدلالية من أجلها. ففي كثير من الحالات، يكون المدخول من مياه الشرب ضئيلاً بالمقارنة مع المدخول من مصادر أخرى كالطعام والهواء. والقيم الدلالية المشتقة باستخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله تأخذ في حسبانها التعرض من جميع المصادر بتخصيص نسبة مئوية من المدخول اليومي الممكن تحمُّله لمياه الشرب. ويضمن هذا الأسلوب ألاّ يتجاوز إجمالي المدخول اليومي من جميع المصادر (بما في ذلك مياه الشرب المحتوية على تركيزات لمادة من المواد تبلغ القيمة الدلالية أو تقاربها) المدخول اليومي الممكن تحمُّله.

أما المعطيات الخاصة بنسبة إجمالي المدخول الذي يتم ابتلاعه بشكل طبيعي في مياه الشرب (مبنيّةً على أساس المستويات المتوسطة في الطعام والهواء ومياه الشرب) أو المدخولات المقدرة بالنظر إلى الخصائص الفيزيائية والكيميائية فكانت تستعمل حيثما أمكن ذلك في

اشتقاق القيم الدلالية. وفي حالة عدم توافر مثل هذه المعلومات كانت تستخدم قيمة اعتباطية (مفترضة) مقدارها 10% لمياه الشرب. وهذه القيمة المفترضة كافية في معظم الحالات. لإدخال الطرق الإضافية لدخول ملوثات المياه في الحسبان (أي الاستنشاق والامتصاص الجلدي).

لقد تبيّن أن التعرض الحاصل من أوساط متنوّعة قد يتغير مع الظروف المحلية. وعليه يجب تأكيد أن القيم الدلالية التي تم اشتقاقها تنطبق على سيناريو نموذجي للتعرُّض. أو أنها مبنية على قيم مُفتَرضَة قد لا يمكن تطبيقها في جميع المجالات. أما في تلك المجالات التي تتوافر فيها المعطيات اللازمة حول التعرض، فيَحْسُن بالسلطات أن تبادر إلى وضع قيم دلالية مُناوِعَة تبعاً للبيئة يتم تفصيلها وفقاً للشروط والظروف المحلية. ففي المناطق التي يعرف فيها مثلاً أن مدخول مُلوِّث معين في مياه الشرب أكبر بكثير من ذلك المُلوِّث الوارد من مصادر أخرى (كالهواء والطعام)، قد يكون من المناسب تخصيص نسبة أكبر من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب لاشتقاق قيمة دلالية أكثر ملائمة للظروف المحلية. وبالإضافة إلى ذلك لابدّ، في الحالات التي يتم فيها تجاوز القيم الدلالية، من بذل الجهود لتقييم مساهمة المصادر الأخرى في المدخول الإجمالي، كما يجب خفض التعرُّض من هذه المصادر إلى الحد الأدنى إذا كان ذلك ممكناً من الوجهة العملية.

3 ـ 4 ـ 2 اشتقاق القيم الدلالية للمُسَرْطنات المحتملة

يستند تقييم السرطنة المحتملة من المواد الكيميائية في العادة، إلى الدراسات الحيوانية الطويلة الأجل. وتتوافر أحياناً معطيات حول السرطنة البشرية الناجمة عن التعرض المهني في معظم الأحيان.

وعلى أساس البيّنة المتوافرة، تقوم الوكالة الدولية لأبحاث السرطان بتصنيف المواد الكيميائية وفقاً لمخاطر السرطنة المحتملة التي تنطوي عليها في المجموعات التالية (لمزيد من الشرح حول التصنيف انظر الإطار في الصفحة 36 و37):

المجموعة 1: العامل مسرطن للبشر

المجموعة 2أ: من المحتمل أن يكون العامل مسرطناً للبشر

المجموعة 2ب: من الممكن أن يكون العامل مسرطناً للبشر

المجموعة 3: العامل لا يمكن تصنيفه بالنظر إلى سرطنته للبشر

المجموعة 4: العامل لا يحتمل أن يكون مسرطناً للبشر

وكان تصنيف الوكالة الدولية لأبحاث السرطان للمُركَّبات المُسَرْطِنة يؤخذ بعين الاعتبار عند وضع القيم الدلالية الحالية لجودة مياه الشرب. كما توافرت أيضاً معلومات إضافية حول عدد من المركبات.

ويعتقد على وجه العموم أن الحدث البدئي في عملية التسرطن الكيميائي هو تحريض حدوث طفرة في المواد الوراثية (DNA) للخلايا الجسدية (أي الخلايا التي لا تدخل فيها البيوض أو السائل المنوي). ولما كانت هذه الآلية السامة للجين لا تتميز بعتبة من الناحية النظرية، فإن هناك احتمالاً لحدوث الأذى عند أي مستوى من مستويات التعرض. وعليه يعتبر تحديد المدخول اليومي الممكن تحمُّله غير ملائم، ويطبق الاستيفاء الرياضي لخطر الجرعة المنخفضة. ومن الناحية الأخرى، هناك بعض المسرطنات القادرة على إحداث

تقييم خطر السرطنة عند البشر

تنظر الوكالة الدولية لأبحاث السرطان في مجمل البيِّنة ككل لكي تصل إلى التقييم الشامل لسرطنة البشر الناجمة عن العامل أو المزيج أو عن ظروف التعرض.

وقد تم شرح العامل أو المزيج أو ظروف التعرض بما يوافق تعبيراً من التعبيرات التي تعرِّف إحدى الفئات التالية. وتم بيان المجموعة التي تم إدخال هذا العامل فيها. أما تصنيف العامل أو المزيج أو ظروف التعرض فهي مسألة رأي علمي يعكس قوة البينة المشتقة من الدراسات على البشر وحيوانات التجربة ومن غيرها من المعطيات ذات الصلة بالموضوع.

المجموعة 1: العامل (المزيج) مُسَرْطِن للبشر.
ظروف التعرض تستلزم تَعرُّضات مُسَرْطِنة للبشر.

وتُستخدَم هذه الفئة عند توافر بينة كافية للسرطنة في البشر. ويمكن إدخال العامل (المزيج) بصورة استثنائية في هذه الفئة عندما تكون البيِّنة عند البشر أقل من الحدّ الكافي إلاّ أن هناك دليلاً كافياً على حدوث السرطنة في حيوانات التجربة وبيِّنة ساطعة في البشر المعرَّضين تشير إلى أن العامل (المزيج) يفعل فعله من خلال آلية سرطنة خاصة به.

المجموعة 2

تتضمن هذه الفئة كلاً من العوامل والمزائج وظروف التعرض التي تكون درجة البيِّنة على التسرطن البشري، في إحدى نهايتيها، كافية على الأغلب بالنسبة لها، كما تتضمن تلك العوامل التي لا تتوافر حولها معطيات تتعلق بالبشر، في نهايتها الأخرى، ولكن تتوافر من أجلها البيِّنة على التسرطن عند حيوانات التجربة. ويتم إدخال العوامل والمزائج وظرف التعرض أما في المجموعة 2أ (ذات السرطنة المحتملة للبشر) أو في المجموعة 2ب (الممكنة السرطنة للبشر) على أساس البيِّنة الوبائية أو التجريبية للسرطنة وغيرها من المعطيات ذات الصلة بالموضوع.

المجموعة 2 أ: العامل (المزيج) يحتمل أن يكون مُسَرْطِناً للبشر.
ظروف التعرض تستلزم تعرُّضات يحتمل أن تكون مسرطنة للبشر.

تستخدم هذه الفئة عند وجود بيِّنة محدودة للسرطنة في البشر وبينة كافية على السرطنة في حيوانات التجربة. وفي بعض الحالات، يمكن تصنيف العامل (المزيج) في هذه الفئة عند وجود بينة غير كافية للسرطنة عند البشر، مع بينة كافية على السرطنة عند حيوانات التجربة ودليل قوي على أن التسرطن تتوسط فيه آلية تعمل عملها أيضاً في البشر. ويمكن تصنيف العامل أو المزيج أو شروط العمل في هذه الفئة على أساس مجرد كون البيِّنة على السرطنة محدودة عند البشر

المجموعة 2 ب: العامل (المزيج) يحتمل أن يكون مُسرْطناً للبشر
ظروف التعرض تستلزم تعرُّضات مسرطنة للبشر

تستخدم هذه الفئة للعوامل والمزائج وظروف التعرض التي لا تتوافر حولها سوى بيّنة محدودة على السرطنة عند البشر مع بيّنة أقل من المستوى الكافي على السرطنة عند حيوانات التجربة. كما يمكن استخدامها عند وجود بيّنة غير كافية على السرطنة عند البشر، مع وجود بيّنة كافية على السرطنة عند حيوانات التجربة. ويمكن في بعض الأمثلة وضع العامل أو المزيج أو ظروف التعرض التي لا تتوافر حولها بيّنة كافية على السرطنة عند البشر ولكن تتوافر حولها بيّنة محدودة على السرطنة عند حيوانات التجربة بالإضافة إلى البيّنة الداعمة المستمدة من معطيات أخرى ذات صلة بهذا الموضوع.

المجموعة 3: العامل (المزيج أو ظروف التعرض) لا يمكن تصنيفه بالنظر إلى سرطنته للبشر

تستخدم هذه الفئة أكثر ما تستخدم للعوامل والمزائج وظروف التعرض التي تكون البيّنة على السرطنة عند البشر غير كافية في حالتها وغير كافية أو محدودة عند حيوانات التجربة.
ويمكن بشكل استثنائي، وضع العوامل (المزيج) التي تكون بيّنة السرطنة عند البشر غير كافية في حالتها ولكنها كافية عند حيوانات التجربة في هذه المجموعة عندما يكون هناك دليل قوي على أن آلية السرطنة عند الحيوانات لا تعمل عملها عند البشر.
كما توضع في هذه الفئة العوامل والمزيج وظروف التعرض التي لا تدخل في أي مجموعة أخرى.

المجموعة 4: العامل (المزيج) لا يحتمل أن يكون مسرطناً للبشر

تستخدم هذه الفئة للعوامل أو المزائج التي تتوافر حولها بيّنة تشير إلى انعدام السرطنة عند البشر وعند حيوانات التجربة. وفي بعض الأمثلة، يمكن أن تصنّف في هذه المجموعة العوامل أو المزائج التي لا تتوافر حولها بيّنة كافية على السرطنة عند البشر، ولكن تتوافر بيّنة تشير إلى انعدام السرطنة عند حيوانات التجربة مدعمة بقوة وعلى نحو ثابت بمعطيات أخرى ذات صلة بها على نطاق واسع.

أورام في الحيوانات أو البشر من دون أن تمارس نشاطاً ساماً للجين، بل تعمل من خلال آلية غير مباشرة. ويعتقد بوجه عام بوجود جرعة ذات عتبة لهذه المسرطنات غير السامة للجين.
ولكي يتم التمييز بالنسبة لآلية السرطنة الضمنية، جرى تقييم كل مُركّب تبين أنه مُسرْطن على أساس أخذ كل حالة على حدة، على أن تؤخذ بعين الاعتبار بيّنة سُميّة الجين، ومجال الأنواع المتأثرة ومدى وثاقة صلة البشر بالأورام المشاهدة في حيوانات التجربة.
أمّا المُسرْطنات التي يتوفر حولها دليل مقنع يشير إلى وجود آلية غير سامة للجين، فكان يتم حساب القيم الدلالية من أجلها باستخدام أسلوب الدخول اليومي الممكن تحمُّله (TDI) كما هو مبين في الفقرة 3 ـ 4 ـ 1.

أما في حالة المركبات التي تعتبر مسرطنات سامة للجين، فقد تم تحديد القيم الدلالية باستخدام نموذج رياضي، وقدمت القيم الدلالية على أنها تركيز في مياه الشرب مرتبط باحتمال مفرط لخطر السرطان على مدى العمر مقداره 10^{-5} (حالة سرطانية إضافية لكل 000 010 من السكان المبتلعين لمياه الشرب المحتوية على مادة تصل إلى القيمة الدلالية على مدى 70 عاماً). ويمكن حساب التركيزات المرتبطة باحتمال مفرط لخطر السرطان على مدى العمر والتي يبلغ مقدارها 10^{-4} و10^{-6} على أساس ضرب القيمة الدلالية بـ 10 ثم تقسيمها. أما الحالات التي يكون فيها التركيز المرتبط باحتمال مفرط لخطر السرطان على مدى العمر مقداره 10^{-5}، غير عملي نظراً للتقنية التحليلية وتقنية المعالجة غير الملائمة، فقد وضعت لها قيمة دلالية مؤقتة على مستوى قابل للتطبيق كما تم عرض احتمال خطر السرطان المقدر والمرتبط بهذه الحالات.

وعلى الرغم من وجود نماذج متعددة، فقد جرى اعتماد النموذج المحوَّل إلى الصيغة الخطية والمتعدد المراحل بوجه عام في وضع هذه الدلائل. وكما أشير في الجزء 2، اعتبرت بعض النماذج الأخرى أكثر ملائمة في بعض الحالات القليلة.

وعلى أية حال، يجب التأكيد على أن القيم الدلالية الخاصة بالمركبات المسرطنة المحوسبة باستخدام النماذج الرياضية يجب اعتبارها في أفضل حالاتها على أنها تقدير تقريبي لمخاطر السرطان المحتملة. وهذه النماذج لا تأخذ عادة في الاعتبار عدداً من الاعتبارات البيولوجية الهامة مثل حرائك الدواء، وإصلاح الدُنا (الحمض الريبي النووي المنزوع الأوكسجين)، أو آليات الحماية المناعية. وعلى أية حال، فالنماذج المستخدمة نماذج تحفُّظية (تحمل على التحفُّظ) ويحتمل أن يكون فيها خطأ ناجم عن الإفراط في الحذر.

لإدخال الاختلافات في النسب الاستقلابية بين حيوانات التجربة والبشر في الحسبان ـ إذ أن الأولى تترابط مع نسبة باحات سطح الجسم ترابطاً أوثق من ترابطها مع أوزان الجسم ـ يطبق أحياناً تصحيح نسبة باحة السطح إلى وزن الجسم على تقديرات كمية لاحتمال خطر السرطان مشتقة على أساس نماذج الاستيفاء الخاصة بالجرعة المنخفضة. وتؤدي تضمين هذا العامل إلى زيادة احتمال الخطر بحوالي مرتبة واحدة من الارتفاع (تبعاً للنوع الذي ارتكزت عليه التقديرات)، كما يزيد من احتمال الخطر المقدَّر على أساس الدراسات الجارية على الفئران بالقياس إلى نظيره عند الجرذان. وينطوي تضمين هذا العامل على تحفُّظ مفرط، وخصوصاً بالنظر إلى حقيقة أن الاستيفاء الخطي هو الأرجح أن يكون تقديره لاحتمال الخطر في حالة الجرعات المنخفضة مبالغاً فيه، وقد استنتج كرومب، وآخرون في عام 1989 "أن جميع مقاييس الجرعات ما عدا نسبة الجرعة إلى وحدة وزن الجسم تؤدي إلى مغالاة في تقدير احتمال الخطر على البشر".[1] وعليه، فقد تم وضع القيم الدلالية الخاصة بالملوثات المسرطنة على أساس التقديرات الكمية لاحتمال الخطر التي لم يجر تصحيحها بالنظر إلى نسبة باحة السطح إلى وزن الجسم.

---

[1] Crump K, Allen B, Shipp A. اختيار مقاييس الجرعة لاستيفاء احتمال خطر انتقال السرطنة من الحيوان للإنسان: استقصاء تجريبي لـ 23 مادة كيميائية. الفيزياء الصحية 1989، 57 الملحق 1: 387 ـ 393.

5.3 المزائــج

توجد الملوثات الكيميائية لإمدادات مياه الشرب مقترنـة مع العديد من المقوّمـات العضويـة واللاعضوية الأخرى. وقد تم حساب القيم الدلالية على نحو منفصل، لكل مـادة علـى حدة من دون اعتبار نوعي لاحتمال تفاعل كل مادة مع المركبات الأخرى الموجودة. وعلى أيـة حال، يعتبر هامش السلامة التضمّن في أغلبية القيم الدلالية كافياً للوفاء بمقتضيات مثل هذه التفاعلات المحتملة. ويضاف إلى ذلك أن أغلبيـة الملوثات لن تكون موجـودة في حالـة التركيزات الخاصة بالقيمة الدلالية أو القريبة منها.

وقد تكون هناك، على أية حال، مناسبات يوجد فيها عدد من الملوثات ذات تأثيرات سُمّية متشابهة في مستويات قريبة من القيم الخاصـة بكلّ منهـا. وفي مثل هـذه الحـالات، يجب اتخاذ القرارات بصدد الإجراء المناسب مع أخذ الظروف المحلية بعين الاعتبار. وما لم تتوافر بيّنة تثبت العكس، يظل من المناسب أن نفترض أن الآثار السمية لهذه المركبات آثار مضافة.

6.3 بيانـات موجـزة

3 ـ 6 ـ 1 المقوّمات اللاعضوية

الألومنيوم Aluminium

الألومنيوم عنصر وافـر وواسـع الانتشـار، يشـمل نحـو 8% من القشـرة الأرضيـة. وتسـتخدم مركبات الألومنيوم على نطاق واسع مخثرات في معالجة الميـاه المخصصـة للإمـدادات العامـة وكثيراً ما يرجع وجود الألومنيوم في مياه الشـرب إلى أشـكال من العجـز في مراقبـة وتشـغيل العملية. ويمكن أن يحدث التعرض البشري بطرق شتّى قـد تسـهم فيهـا ميـاه الشـرب بـأقل من 5% من المدخول الإجمالي.

ولم يتم التوصّل إلى الفهم الجيد لعملية استقلاب الألومنيوم في الإنسـان ولكـن يظهـر أن الألومنيوم اللاعضوي يتم امتصاصـه علـى نحـو ضئيـل وأن معظـم الألومنيوم الممتص يطـرح بسرعة في البول.

والألومنيوم ذو سمية منخفضـة في الحيوانـات المخبريـة، وقـد توصلـت لجنـة الخـبراء المشتركة لمنظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذيـة إلى مدخـول أسبوعي مؤقت يمكن تحمله يبلغ 7 مغ/كغ من وزن الجسـم في عـام 1988. واسـتند هـذا إلى دراسات على فوسفات الألومنيـوم (الحمضيـة)، أمـا الصيغـة الكيميائيـة للألومنيـوم في ميـاه الشرب فمختلفة.

وقـد تبين في بعـض الدراسـات، أن الألومنيوم يرتبـط مـع الآفـات الدماغيـة في مـرض آلزهـايمر، وفي كثـير مـن الدراسـات البيئيـة الوبائيـة كـان مـرض آلزهـايمر مرتبطـاً بوجـود الألومنيوم داخل مياه الشرب. ويجب تفسير هذه التحليلات البيئية بحذر كما يجب التأكّـد من صحتها من خلال دراسات وبائية تحليلية.

وهنـاك حاجـة إلى مزيـد مـن الدراسـات، إلا أن تـوازن البيّنـة الوبائيـة والفيزيولوجيـة الموجودة في الوقت الحاضر لا يدعـم الـدور السـببي للألومنيـوم في مـرض آلزهـايمر. لذلـك لم

تُسجَّل قيمة دلالية من أجل الصحة. وعلى كل حال، فتركيز الألومنيوم البالغ قدره 0.2 مغ/لتر في مياه الشرب يوفر حلاً وسطاً بين الاستخدام العملي لأملاح الألومنيوم في معالجة المياه بين تبدُّل اللون في المياه التي يتم توزيعها (انظر الصفحة 124).

الأمونيا (النشادر) Ammonia

يشمل مصطلح الأمونيا الأنواع غير المؤيّنة (NH_3) والمؤيّنة (NH_4^+). وتنشأ الأمونيا في البيئة من العمليات الاستقلابية، والزراعية، والصناعية، ومن التطهير بالكلورامين. وتكون المستويات الطبيعية في الأرض ومياه الآبار في العادة دون 0.2 مغ/لتر. ويمكن أن تصل في مياه الآبار اللاحيوانية 3 مغ/لتر. ويمكن للتربية المكثفة لحيوانات المزارع أن تؤدي إلى مستويات أعلى كثيراً في المياه السطحية. ويمكن أن ينشأ التلوث بالأمونيا أيضاً عن بطانات الأنابيب المصنوعة من الملاط الأسمنتي. ويعد وجود الأمونيا في المياه مؤشراً على تلوث ممكن بالجراثيم أو مياه المجارير أو الفضلات الحيوانية.

تعد الأمونيا مكوناً أساسياً في استقلاب الثدييات. ويعتبر التعرض من جهة المصادر البيئية غير ذي أهمية بالمقارنة مع التخليق الداخلي المنشأ للأمونيا. ولا تُلاحظ الآثار السمية إلا في حالات التعرض الذي يتجاوز حوالي 200 مغ/كغ من وزن الجسم.

إن وجود الأمونيا في مياه الشرب ليس له صلة وثيقة مباشرة بالصحة. ولذلك، لم تُقْتَرَح قيم دلالية من أجل الصحة. وعلى أية حال، يمكن للأمونيا أن تنتقص من فعالية التطهير، كما تؤدى إلى تشكل النتريت في نظم التوزيع، ويتسبب في قصور مرشحات إزالة المنغنيز، بالإضافة إلى أنه يسبب مشاكل تتصل بالطعم والرائحة (انظر ص 124).

الأنتيمون Antimony

توجد أملاح الأنتيمون أو مركبات عضوية منه بصورة نموذجية في الغذاء، وفي المياه بمستويات منخفضة. وتبلغ التركيزات المُبْلَغ عنها للأنتيمون في مياه الشرب في العادة أقل من 4 مكروغرام/لتر. ويبلغ المدخول القوتي المقدر للبالغين حوالي 0.02 مغ في اليوم، وعندما يأخذ لحام الأنتيمون ـــ القصدير في الحلول محل اللحام الرصاصي، يمكن أن يزداد التعرض للأنتيمون في المستقبل.

وقد توصلت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان إلى استنتاج مؤداه أن ثالث أكسيد الأنتيمون يمكن أن يكون مسرطناً للبشر بتقييمه الشامل المبني على التعرض عن طريق الاستنشاق (المجموعة 2ب)، كما أن ثلاثي سلفيد الأنتيمون غير ممكن التصنيف فيما يخص سرطنته للبشر (المجموعة 3).

وفي دراسة عمر محدد تعرض فيها الجرذان للأنتيمون في مياه الشرب على مستوى جرعة مفردة مقدارها 0.43 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، كانت التأثيرات المشاهدة هي التعمير المتناقص وتبدل مستويات الغلوكوز والكولسترول في الدم. ولم تلاحظ آثار فيما يتعلق بوقوع أورام حميدة أو خبيثة.

وجرى تطبيق عامل ارتياب مقداره 500 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغيرّ بين النوعين و5 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ) واستخدم هذا العامل لحالة مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بمقدار 0.43 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، مما أدىّ إلى مدخول يومي يمكنّ

تحمله، ومقداره 0,86 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. ويؤدي تخصيص 10% من المدخول اليومي الذي يمكن تحمُّله لمياه الشرب إلى تركيز مقداره 0,003 مغ/لتر (رقم مدور)، وهو المقدار الذي لا يصل إلى حدود التحليل الكمّي العملي. ولذلك وضعت القيمة الدلالية المؤقتة للأنتيمون عند مستوى تقدير كمي عملي مقداره 0,005 مغ/لتر. وهذا يؤدي إلى هامش سلامة يبلغ ما يقارب 250 ضعف التأثيرات الصحية المحتملة المحسوبة على أساس مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن تحمُّله، ومقداره 0,43 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم والملاحظ في دراسة العمر المحدد للجرذان.

الزرنيخ Arsenic

ينتشر الزرنيخ انتشاراً واسعاً في أنحاء القشرة الأرضية ويستخدم تجارياً، في المقام الأول، في عوامل خلط المعادن. ويدخل المياه عن طريق انحلال المعادن والفلزات الواردة مع الصبيبات الصناعية ومن الرواسب الواردة من الجو، وترتفع أحياناً تركيزاته الموجودة في مياه الآبار في بعض المناطق نتيجة لموادّ التآكل الواردة من مصادر طبيعية. ويقدر المدخول اليومي المتوسط من الزرنيخ اللاعضوي في المياه بأنه مشابه للمدخول الوارد من الطعام، أما المدخول عن طريق الهواء فليس له أهمية تذكر.

والزرنيخ اللاعضوي مسرطن مُوثق للبشر وقد جرى تصنيفه من قبل الوكالة الدولية لأبحاث السرطان في المجموعة 1. ولوحظ وقوع معدل إصابات مرتفع تسببياً بسرطان الجلد وربما بغيره من أمراض السرطان التي تزداد بزيادة الجرعة والعمر لدى السكان الذين يبتلعون المياه المحتوية على تركيزات عالية من الزرنيخ.

ولم تتبيَّن صفة الزرنيخ المسرطنة في القايسات الحيوية المحدودة في أنواع الحيوانات المتوافرة، إلا أنه أعطى نتائج إيجابية في الدراسات المصمّمة لتقييم احتمال تشجيعه لظهور الأورام. كما لم يثبت كون الزرنيخ مُطفّراً في القايسات الجرثومية ومقايسات الثدييات. على الرغم من ثبوت تحريضه للزيغ الصبغي في نماذج متنوعة من الخلايا المزروعة، بما في ذلك الخلايا البشرية، ولم تلاحظ مثل هذه التأثيرات في الأحياء.

ولم تكن المعطيات التي تربط بين السرطانات الداخلية وابتلاع الزرنيخ في مياه الشرب كافية للتقدير الكمي للمخاطر. وعوضاً عن ذلك، ونظراً لسرطنة الزرنيخ الموثقة للبشر في مياه الشرب، فقد تم تقدير احتمال خطر سرطان الجلد على مدى العمر باستخدام نموذج متعدد المراحل. وعلى أساس المشاهدات لدى جمهرة تبتلع مياه الشرب الملوّثة بالزرنيخ، فقد تمّ حساب التركيز المرتبط باحتمال خطر مفرط لسرطان الجلد على مدى العمر، يبلغ قدره 10^{-5} فكانت النتيجة 0,17 مكروغرام/لتر. ومثل هذه القيمة، يمكن أن تنطوي على مبالغة في تقدير الخطر الفعلي لسرطان الجلد بسبب الإسهام الممكن لعوامل أخرى تسبب وقوع المرض في الجمهرة وبسبب تبدلات الجرعات الممكنة في الاستقلاب والمرتبطة بالجرعات والتي قد يتعذّر أخذها بعين الاعتبار. ويضاف إلى ذلك، أن هذه القيمة لا تصل إلى حدود التحديد الكميّ العملي البالغة 10 مكروغرام/لتر.

ومع إدخال الأمل في تخفيض تركيز هذا الملوث المسرطن في مياه الشرب في الحسبان، تُحدَّد القيمة الدلالية المؤقتة للزرنيخ في مياه الشرب بمقدار 0,01 مغ/لتر. ويبلغ الخطر الشديد المحتمل لسرطان الجلد على مدى العمر نتيجة التعرض لهذا الملوث 6×10^{-4}

ويمكن اشتقاق قيمة مشابهة (بافتراض وجود نسبة مقدارها 20% لمياه الشرب) على أساس الدخول اليومي الأقصى المؤقت الذي يمكن تحمُّله (PMTDI) من أجل الزرنيخ اللاعضوي تبلغ 2 مكروغرام/كغ من وزن الجسم تم وضعُها من قبل لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية في عام 1983 وتم تأكيدها على أساس مدخول أسبوعي مؤقت يمكن تحمُّله يبلغ 15 مكروغرام/كغ من وزن الجسم للزرنيخ اللاعضوي في عام 1988. ولاحظت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية أن الهامش الموجود بين الدخول الأسبوعي المؤقت الذي يمكن تحمُّله والدخول الذي أفادت تقارير الدراسات الوبائية أنه ذو تأثيرات سُمِّية كان ضيقاً.

الأَسْبَسْت (الأميانت) Asbestos

يدخل الأَسْبَسْت إلى المياه من خلال انحلال المعادن والفلزات المحتوية على الأَسْبَسْت وكذلك عن طريق الصبوبات الصناعية وتلوث الجوّ والأنابيب الإسمنتية الأميانتية الموجودة في نظام التوزيع. ويرجع تقشر ألياف الأميانت عن الأنابيب الإسمنتية الأميانتية إلى الأثر التخريبي لإمدادات المياه. وهناك معطيات محدودة تشير إلى أن التعرض للأَسْبَسْت المحمول بالهواء المتحرر من مياه الصنابير أثناء الاستحمام بوابل الماء أو الترطيب ليس له أهمية تذكر.

ومن المعروف أن الأَسْبَسْت مسرطن للبشر عن طريق الاستنشاق. وعلى الرغم من أنه مدروس دراسة جيدة، لم يتوافر إلا القليل من البيِّنة المقنِعة بصدد إمكانية سرطنة الأسبست الذي يتم ابتلاعه عن طريق الطعام. في الدراسات الوبائية للجمهرات ذات مياه الشرب التي تحتوي على تركيزات عالية من الأَسْبَسْت. أما في الدراسات الموسَّعة على الأنواع الحيوانية، فلم يكن الأَسْبَسْت يؤدي، على نحو ثابت، إلى زيادة وقوع الأورام في السبيل الهضمي. وعلى هذا، فليس هناك بيِّنة ثابتة على أن الأَسْبَسْت الذي يتم ابتلاعه خَطِرٌ على الصحة، وبذلك تم الوصول إلى نتيجة مؤداها أنه لا حاجة لوضع قيمة دلالية من أجل الصحة تتعلق بوجود الأَسْبَسْت في مياه الشرب.

الباريوم Barium

يوجد الباريوم على شكل عدد من المركبات في القشرة الأرضية ويستخدم على نطاق واسع شديد التنوع في التطبيقات الصناعية، إلا أنه يدخل المياه بصورة رئيسية من موارد طبيعية. وعلى وجه العموم، يعتبر الطعام هو المصدر الرئيسي للتعرض للباريوم، وعلى كل حال، ففي المناطق التي ترتفع فيها تركيزات الباريوم في المياه، يمكن أن تسهم مياه الشرب إسهاماً كبيراً في المدخول الإجمالي. أما الدخول عن طريق الهواء فليس بذي أهمية.

وعلى الرغم من الإبلاغ عن وجود ارتباط بين الوفيات من جراء الأمراض القلبية الوعائية وبين محتوى الباريوم في مياه الشرب في دراسة وبائية وبيئية، فإن هذه النتائج لم تتأكد في دراسة تحليلية وبائية لنفس الجمهرة. وفضلاً عن ذلك، لم تشر دراسة قصيرة الأجل على عدد قليل من المتطوعين إلى مؤشر ثابت يشير إلى آثار قلبية وعائية ضائرة عَقِب التعرض للباريوم بدرجات تركيز تصل إلى 10 مغ/لتر في المياه. وعلى أية حال، كان هناك زيادة في ضغط الدم الانقباضي عند الجرذان التي تعرضت لتركيزات منخفضة نسبياً من الباريوم في مياه الشرب.

وقد اشتُقّت قيمة دلالية مقدارها 0,7 مغ/لتر (عدد مدور) باستخدام مستوى أثر ضائر غير ملاحظ مقداره 7,3 مغ/لتر من أدق الدراسات الوبائية التي أجريت حتى اليوم، إذ لم تظهر فيها فوارق هامة في ضغط الدم أو انتشار مرض قلبي وعائي بين جمهرة ذات مياه شرب تحتوي على تركيز وَسَطيّ من الباريوم يبلغ 7,3 مغ/لتر وجمهرة أخرى تبتلع ماءً يحتوي على الباريوم بنسبة 0,1 مغ/لتر. مع تضمين عامل ارتياب قدره 10 لإدخال الاختلاف ضمن النوع الواحد في الحسبان.

وهذه القيمة قريبة من تلك المشتقة على أساس نتائج الدراسات السمومية في الأنواع الحيوانية. وقد تم حساب المدخول اليومي المكن تحمّله (TDI) فبلغ 51 مكروغرام/كغ من وزن الجسم، على أساس مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ والبالغ 0,51 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة مستمرة على الجرذان مع إدخال عوامل ارتياب قدرها 10 من أجل الاختلاف ضمن النوع الواحد و1 للاختلاف بين الأنواع، إذ تشير نتائج الدراسة الوبائية المنفذة تنفيذاً جيداً إلى أن البشر ليسوا أكثر حساسية من الجرذان للباريوم في مياه الشرب. وستكون القيمة المشتقة من هذا المدخول اليومي المكن تحمّله والمبنية على أساس تخصيص 20% لمياه الشرب 0,3 مغ/لتر (عدد مُدوّر).

البيريليوم Beryllium

للبيريليوم عدد من الاستخدامات الصغرى الهامة، والمبنية في أغلب الأحيان على مقاومته للحرارة. وهو يوجد على نحو غير متواتر في مياه الشرب ولا يوجد إلا بتركيزات منخفضة جداً تقل في العادة عن 1 مكروغرام/لتر.

ويبدو أنه بطيء الامتصاص داخل القناة الهضمية. وقد صُنّف البيريليوم ومركبات البيريليوم من قبل الوكالة الدولية لأبحاث السرطان على أنه مسرطن محتمل للبشر (المجموعة 2أ) على أساس دراسات التعرض المهني والدراسات الخاصة بالاستنشاق على الحيوانات المخبرية، ولا تتوافر دراسات وافية يمكن بها الحكم بأن البريليوم يسرطن من خلال التعرض عن طريق الفم.

وتبين أن البيريليوم يتفاعل مع الدنا (الحمض الريبي النووي المنزوع الأكسجين DNA) ويسبب طفرات الجينات، وأشكالاً من الزيغ الصبغي، وتبادل شقّيّ الصبغي الأخوي في الخلايا الجسدية المزروعة للثدييات، على الرغم من أنه لم يتبين أنه مُطفر في نُظُم الاختبار الجرثومية.

ولا تتوافر معطيات شفهية مناسبة يمكن أن تبنى على أساسها قيمة دلالية يمكن دعمها من الناحية السمومية. وعلى أية حال، فلا يبدو من المرجح أن تشكل التركيزات المنخفضة جداً من البيريليوم، الموجودة عادة في مياه الشرب أي مخاطر على المستهلكين.

البورون Boron

يستخدم البورون النقي بشكل رئيسي في المواد البنيوية المركبة، كما تستخدم مركبات البور في بعض المنظفات والعمليات الصناعية. وتتحرّر مركبات البورون في المياه من الصبوبات الصناعية والمنزلية. ويوجد البورون عادة في مياه الشرب بتركيزات دون 1 مغ/لتر، ولكن

بعض المستويات الأعلى شوهدت نتيجة ظهور البورون بشكل طبيعي. ويقدر إجمالي الدخـول اليومي من البورون بما يتراوح بين 1 و 5 مغ.

وعندما يعطى البورون بشكل بورات أو حمـض البوريك يتم امتصاصـه بسـرعة وبصـورة كاملة تقريباً في القناة الهضمية. ويتم إفراغه بشكل رئيسي عن طريق الكلى.

ويؤدي تعرض الإنسان لأجل طويل لمركبات البورون إلى تهيُّج طفيف في المعـدة والأمعاء. ولوحظ من خلال الدراسات الطويلة الأجل والقصيرة الأجل التي أجريـت علـى الحيـوان وفي الدراسات الإنجابية على الجـرذان وجـود ضمـور خصـوي. ولم يثبت أن البـوارت وحمـض البوريك مُطفِّرَان في نظم اختبار متنوعة في الحيّ. كما لم تلاحظ زيادة في وقـوع الأورام خـلال دراسات السرطنة الطويلة الأمد على الفئران والجرذان.

وقد تمّ اشتقاق مدخول يومـي يمكـن تحمُّلـه مقـداره 88 مكروغـرام/كـغ مـن وزن الجسـم بتطبيق عامل ارتياب مقداره 100 (للاختلاف بين الأنواع والاختـلاف ضمـن النـوع الواحـد) على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ، من أجل الضمور الخصـوي بنسـبة 8.8 مغ/كـغ مـن وزن الجسم في اليوم في دراسة قوتية لمدة سنتين أجريت على الكلاب. وهذه الدراسـة تعطـي قيمة دلالية للبورون قدرها 0.3 مغ/لتر (عدد مُدوَّر) مـع تخصيـص نسـبة 10% مـن المدخـول اليومي الممكن تحمُّله لمياه الشرب. ويجب أن نلاحظ، على أية حال، أن مدخـول البـورون من الطعام يصعب تمييزه كما أن إزالته بمعالجة مياه الشرب تبدو صعبة أيضاً.

الكادميوم Cadmium

يستعمل معدن الكادميوم في صناعة الفولاذ والبلاستيك. كما تستخدم مركبات الكادميوم علـى نطاق واسع في البطاريات. ويتحرر الكادميوم في البيئـة في الفضـلات السـائلة وينشـأ التلـوث المنتشر بالتلوث من جراء الأسمدة وتلوث الهواء المحلـي. كما يمكن أن ينشأ التلوث في مياه الشرب عن الشوائب الموجودة في زنـك الأنـابيب المغلفنـة واللحـام وغيرهـا مـن التجهيـزات المعدنيـة. علـى الرغـم مـن أن المسـتويات الموجـودة في ميـاه الشـرب هـي عـادة دون 1 مكروغرام/لتر. والطعام هو المصدر الرئيسي للتعـرض اليومي للكـادميوم. ويتراوح المدخـول اليومي منه عن طريق الفم بين 10 ـ 35 مكروغرام. كما يعتبر التدخـين مصـدراً إضافيـاً هامـاً للتعرض للكادميوم.

تتوقف عملية امتصاص مركبات الكادميوم على قابلية ذوبان المركبات. ويتراكم الكادميوم بشكل رئيسي في الكلى وله عمر نصفي بيولوجي طويل في الإنسان يبلغ 10 ـ 35 سنة.

وهناك بيّنـة على أن الكادميوم يُسَرْطِن عن طريق الاستنشاق، وقد صنَّفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان الكادميوم ومركبات الكادميوم في المجموعة 2أ. و علـى أيـة حـال، فليـس هناك بيّنة على أنه يسـرطن عن طريق الفم، كمـا لا توجـد بيّنـة واضحـة علـى أنـه سـامّ للجينات.

وتعد الكُلى العضو المستهدف الرئيسي لسُمِّية الكادميوم. ويبلغ التركيز الحرج للكـادميوم في القشرة الكلوية والذي يمكن أن ينجم عنه انتشـار بنسـبة 10% مـن البيلـة البروتينيـة ذات الوزن الجزيئي المنخفض لدى السكان عامة حوالي 200 مغ/كـغ، ويمكـن الوصـول إليـه بعـد مدخول يومي من القوت يبلغ حوالي 175 مكروغرام للفرد على مدى 50 عاماً.

ومع افتراض وجود معدل امتصاص للكادميوم القوتي قدره 5% ومعدل إفراغ يومي قدره 0,005% من عبء الجسم، استنتجت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية أنه إذا لم تتجاوز مستويات الكادميوم في القشرة الكلوية 50 مغ/كغ، فإن المدخول الإجمالي من الكادميوم يجب أن لا يتجاوز 1 مكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم. وبناء على ذلك تم تحديد المدخول الأسبوعي المؤقت الممكن تحمله (PTWI) بمقدار 7 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وقد تبيَّن أن الهامش بين المدخول الأسبوعي المؤقت الممكن تحمُّله والمدخول الأسبوعي الفعلي من الكادميوم عند عامة السكان هامش ضيق، لا يصل إلى 10 أضعاف، بل يمكن أن يكون أضيق من ذلك عند المدخنين. وقد تم تحديد القيمة الدلالية للكادميوم بمقدار 0,003 مغ/لتر على أساس تخصيص نسبة 10% من المدخول الأسبوعي المؤقت الممكن تحمله لمياه الشرب.

الكلوريد Chloride

ينشأ الكلوريد في مياه الشرب عن المصادر الطبيعية ومياه المجارير والصبوبات الصناعية أو سيل مياه المدن المحتوية على الملح المانع للتجمّد أو المحاليل الملحية الدخيلة.

والمصدر الأساسي للتعرض البشري للكلوريد هو إضافة الملح إلى الطعام، وهذا المدخول هو عادة أكبر بكثير من المدخول الذي يأتي عن طريق مياه الشرب.

وتؤدي تركيزات الكلوريد الزائدة إلى زيادة معدلات أتتكال المعادن الموجودة في نظام التوزيع، تبعاً لدرجة قلوية المياه. وهذا ما يمكن أن يؤدي إلى وجود تركيزات متزايدة من المعادن في إمدادات المياه.

ولم تُقترح أي قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة للكلوريد في مياه الشرب. وعلى أية حال، يمكن لتركيزات الكلوريد الزائدة، البالغة حوالي 250 مغ/لتر أن تؤدي إلى وجود مذاق للمياه يمكن استبانتهُ (انظر الصفحة 124).

الكروم Chromium

ينتشر الكروم على نطاق واسع في القشرة الأرضية. ويمكن أن يوجد في تكافؤات من +2 إلى +6. ويبلغ إجمالي تركيزات الكروم في مياه الشرب عادة أقل من 2 مكروغرام/لتر، على الرغم من أن التقارير أفادت عن وجود تركيزات عالية تصل إلى 120 مكروغرام/لتر. وعلى وجه العموم، يبدو أن الطعام هو المصدر الرئيسي للمدخول.

وامتصاص الكروم بعد التعرض الفموي بطيء نسبياً ويتوقف على حالة التأكسد. والكروم(6) أيسر امتصاصاً في القناة الهضمية من الكروم(3) ويمكنه أن ينفذ من الأغشية الخلوية.

ولا تتوافر دراسات كافية حول سُميّته لتوفير قاعدة من أجل مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ. ولم تلاحظ زيادة في وقوع الأورام في دراسة طويلة الأجل للسرطنة عند الجرذان التي أعطيت الكروم(3) عن طريق الفم. ويعد الكروم(6) مُسَرْطِناً للجرذان عن طريق الاستنشاق، على الرغم من أن المعطيات المحدودة المتوافرة لا تقدم بينة على السرطنة بالطريق الفموي. وقد كشفت الدراسات الوبائية عن وجود ارتباط بين التعرض للكروم(6) بطريق الاستنشاق وبين سرطان الرئة. وصنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان، الكروم(6) في المجموعة 1 (المسرطنات البشرية) والكروم(3) في المجموعة 3.

ومركبات الكروم(6) نشيطة في طائفة واسعة من اختبارات السّمية للجينـات في المختبر، وفي الحـي خلافا لمركبات الكـروم(3). ويمكـن خفـض النشـاط المطَفّرْ للكـروم(6) أو إلغاؤه بتخفيض العوامل مثل العصارة المعدية البشرية.

وكان التفكير يتجه مبدئياً إلى اشتقاق قيم دلالية مختلفـة للكـروم(3) والكـروم(6). وعلـى أية حال، فالطرق التحليلية الحالية تستحسن وضع قيمة دلالية للكروم على الإجمال.

ولما كان الكروم(6) مُسَرْطِناً عن طريق الاستنشاق وسامّاً للجينـات، فقـد تعرضـت القيمـة الدلالية الحالية 0,05 مغ/لتر للشكوك والاعتراضات، إلا إن المعطيـات السـمومية المتوافـرة لا تدعم فكرة اشتقاق قيمة جديدة. وتم الاحتفاظ بالقيمة الدلالية 0,05 مغ/لتر، من باب الإجراء العملي وهي قيمة لا يحتمل أن تسبب مخاطر كبيرة على الصحة، كقيمة دلالية مؤقتة إلى أن تتوافر معلومات إضافية وتتسنى إعادة تقييم الكروم.

النحاس Copper

تنخفض مستويات النحاس في مياه الشرب في العادة إلى مجرد بضعة ميكروغرامات في اللتر الواحد، إلا أن اللحام المحتوي على مركبات الرصاص قد يؤدي إلى تركـيزات تـزداد زيـادة كبيرة. ويمكـن أن تصـل التركيزات إلى عـدة ميليغرامـات في اللتر بعـد فـترة ركـود داخـل الأنابيب.

والنحاس عنصـر أساسـي، ويبلـغ المدخـول منـه عـن طريـق الغـذاء في الأحـوال العاديـة 1 ـ 3 مغ/يوم. وتتوقـف نسب امتصـاص واحتبـاس النحـاس عنـد البـالغين علـى المدخـول اليومي، وبالنتيجة فإن الحمل الزائد للنحاس غير مرجح. ويمكـن ملاحظـة التهيـج المعـدي الحاد عند بعض الأفراد بـتركيزات في ميـاه الشـرب تتجـاوز 3 مـغ/لـتر. أمـا عنـد البـالغين المصابين بتنكّس كبدي عدسي، فتكون آلية ضبـط النحـاس مصابـة بخلـل ويمكـن للابتـلاع الطويل الأجل أن يؤدي إلى تشمع الكبد.

واستقلاب النحاس عند الأطفال، غير متطور جيداً خلافاً لما هو عند البـالغين، ويحتـوي كبد الرضيع المولود حديثاً على أكثر من 90% من حمل الجسـم مع مستويات منه أعلى بكثير من المستويات الموجودة عند البالغين. ومنذ عام 1984، كان هنالك بعض المخاوف من إمكانية وجود علاقة للنحاس الموجود في مياه الشرب بمرض التشمع الكبدي في الطفولة المبكـرة عنـد الأطفال الذين يتم إطعامهم عن طريق الزجاجات، على الرغم من عدم تأكيد ذلك.

وفي عام 1982، اقترحت لجنة الخبراء المشتركة مـن منظمـة الأغذيـة والزراعـة ومنظمـة الصحة العالمية حول مضافـات الأغذيـة اعتماد حدّاً أقصـى للمدخـول اليومـي المؤقـت الـذي يمكن تحمله مقداره 0,5 مغ/كغ من وزن الجسم، بالاستناد إلى دراسة قديمة نوعاً ما أجريت على الكلاب. وبعد تخصيص حصة مقدارها 10% من المدخول اليومي الأقصى المؤقت الممكـن تحمّله لمياه الشرب، تم حسـاب القيمة الدلالية المؤقتة من أجـل الصحـة الـتي بلـغ مقدارهـا 2 مغ/لتر (رقم مدور). وهذه الدراسة لم تأخذ بعين الاعتبار الاختلافات في استقلاب النحاس في الوليد. وعلى أية حال، فالتركيز الذي يبلغ مقداره 2 مغ/لـتر يفـترض أن يتضمـن هامشـاً كافيا من السلامة للأطفال الذيـن يتـم إطعـامهم عـن طريـق الزجاجـات، لأن مدخـولهـم مـن النحاس من المصادر الأخرى منخفض في العادة.

وبالنظر إلى الشكوك المتبقية حول سمية النحاس في الإنسان، تعتبر القيمة الدلالية مؤقتة. ويمكن أن يؤدي النحاس إلى مشاكل تتصل بالمذاق (انظر الصفحة 125).

السيانيد Cyanide

تتميز السمية الحادة للسيانيد بالارتفاع ويمكن أن توجد مركباته في بعض الأطعمة، وخصوصاً في بعض البلدان النامية. كما يُعثر عليها أحياناً في مياه الشرب وبصورة رئيسية نتيجة للتلوث الصناعي.

وقد لوحظت التأثيرات على الغدة الدرقية وخصوصاً على الجهاز العصبي لدى بعض الجمهرات نتيجة الاستهلاك الطويل الأجل لنبات الكسّافة (المانيوق) غير المعالج معالجة كافية والذي يحتوي على مستويات عالية من السيانيد. ويبدو أن هذه المشكلة تناقصت إلى حد بعيد لدى سكان غرب أفريقيا حيث كانت التقارير تتحدث عن انتشارها الواسع، على أثر تغيير طرق المعالجة والتحسين العام في الوضع الغذائي.

ولا يوجد سوى عدد محدود جداً من الدراسات السمومية التي تصلح لاشتقاق قيمة دلالية. كما يوجد في بعض المنشورات المطبوعة ما يشير إلى أن الخنازير يمكن أن تكون أكثر حساسية من الجرذان. ولا يوجد إلا دراسة واحدة لوحظ فيها مستوى تأثير واضح يصل إلى 1.2 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، على الخنازير المعرضة لفترة 6 شهور. وكانت الآثار التي تمت ملاحظتها في الأنماط السلوكية والكيمياء الحيوية للمصل.

وباستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته، والمأخوذ من هذه الدراسة مع تطبيق عامل ارتياب قدره 100 لكي يعكس الاختلاف بين الأنواع والاختلاف ضمن النوع الواحد (لم يعتبر أي عامل إضافي يتصل بمستوى الأثر الضائر الذي يمكن ملاحظته، ضروريا بسبب الشكوك حول الأهمية البيولوجية للتغيرات التي تمت ملاحظتها)، وتم حساب المدخول اليومي الذي يمكن تحمّله فكان مقداره 12 مكروغرام/كغ من وزن الجسم.

وخصصت حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمّله لمياه الشرب، لأن التعرض للسيانيد من مصادر أخرى ضئيل عادة، ولأن التعرض من جهة المياه لا يكون إلا متقطعاً. وقد أدى هذا إلى قيمة دلالية بلغ مقدارها 0.07 مغ/لتر (عدد مُدوَّر) وهي قيمة تعتبر واقية من التعرض الحاد والطويل الأجل.

الفلوريد Fluoride

يشكل الفلوريد نحو 0.3 مغ/كغ من القشرة الأرضية. وتستخدم مركبات الفلور اللاعضوية في إنتاج الألومنيوم، ويتحرر الفلوريد أثناء صنع واستخدام الأسمدة الفوسفاتية التي تحتوي على نسبة تصل إلى 4 % من الفلورين.

وتتوقف مستويات التعرض اليومي للفلوريد على المنطقة الجغرافية. فإذا كان القوت يحتوي على السمك والشاي، فمن الممكن أن يكون التعرّض عن طريق الطعام مرتفعاً بشكل خاص. ويمكن للأطعمة الأخرى والتلوث داخل الغرف، في مناطق معينة، أن يسهما إسهاماً كبيراً في مجمل التعرض. كما يمكن أن ينجم مدخول إضافي عن استعمال معاجين الأسنان المحتوية على الفلوريد.

ويتوقف التعرض للفلوريد من مياه الشرب على الظروف الطبيعية إلى حد بعيد. أما مستوياته في المياه غير المعالجة فهي عادة دون 1.5 مغ/لتر، ولكن يمكن أن تحتوي مياه

الآبار على حوالي 10 مغ/لتر في المناطق الغنية بالمعادن المحتوية على الفلوريد. ويمكن إضافة الفلوريد في بعض الأحيان إلى مياه الشرب لمنع تسوّس الأسنان.

ويتم امتصاص الفلوريد المحلول بيسر وسهولة عن طريق القناة الهضمية بعد دخوله في مياه الشرب.

وفي عام 1987، صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان أشكال الفلوريد اللاعضوي في المجموعة 3. وبالرغم من وجود بيّنة ملتبسة على السرطنة في إحدى الدراسات على الجرذان الذكور، لم تخرج الدراسات الوبائية المستفيضة بأية بيّنة على السرطنة عند البشر.

ولا توجد بيّنة تشير إلى ضرورة إعادة النظر في القيمة الدلالية البالغة 1,5 مغ/لتر، والتي وضعت عام 1984. أما التركيزات التي تتجاوز هذه القيمة فهي تنطوي على احتمال خطر متزايد يتمثل في التسمم السني بالفلور، كما أن التركيزات الأكثر ارتفاعاً تؤدي إلى التسمم الهيكلي بالفلور. والقيمة أعلى من تلك القيمة التي يوصى بها، من أجل الفلورة الاصطناعية لإمدادات المياه. ومن المهم بوجه خاص عند وضع مقاييس وطنية خاصة بالفلوريد، دراسة الشروط المناخية وحجوم مدخول المياه ومدخول الفلوريد من المصادر الأخرى (كالطعام والهواء مثلا). أمّا في المناطق التي تتوافر فيها مستويات عالية من الفلوريد الطبيعي فقد تبين أنه قد يكون من الصعب تحقيق القيمة الدلالية في بعض الظروف بالنظر إلى تقنية المعالجة المتوافرة (انظر الفقرة 6 ـ 3 ـ 5).

العُسْرة **Hardness**

تنجم العُسْرة في المياه عن الكلس المنحّل فيها، وبدرجة أقل عن المغنزيوم. ويعبر عنها عادة بأنها الكمية المكافئة من كربونات الكالسيوم.

ويمكن أن تؤدي العُسْرة التي تزيد عن 200 مغ/لتر إلى ترسيب قشري، تبعاً للباهاء والقلوية، وخصوصاً في حالة التسخين. وتتسم المياه اليَسْرة التي تقل درجة عُسْرتها عن 100 مغ/لتر بقدرة درء منخفضة ويمكن أن تكون أكّالة لأنابيب المياه بدرجة أكبر.

وعلى الرغم من أن عدداً من الدراسات البيئية التحليلية الوبائية قد أظهرت علاقة عكسية ذات دلالة هامة من الناحية الإحصائية بين عسرة مياه الشرب والمرض القلبي الوعائي، فإن المعطيات المتوافرة غير كافية للتوصل إلى نتيجة مؤداها أن الترابط سببيٌ. هناك بعض ما يشير إلى أن المياه اليَسرة جداً قد تكون لها آثار ضائرة على التوازن المعدني، ولكن لم تتوافر الدراسات التفصيلية من أجل التقييم.

ولم تُقتَرح أي قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة للعسرة. وعلى أية حال، يمكن لدرجة العسرة في المياه أن تؤثر على مقبوليتها عند المستهلك من حيث المذاق والترسيب القشري (انظر الصفحة 125).

سلفيد الهيدروجين **Hydrogen Sulfide**

سلفيد الهيدروجين هو غاز ذو رائحة كريهة "كالبيض العفن" يمكن الكشف عنها في التركيزات المنخفضة جداً، أي دون 8 مكروغرام/م^3 في الهواء. ويتكون عندما تتحلمأ السلفيدات في المياه. وعلى أية حال، فسيكون مستوى سلفيد الهيدروجين الموجود في مياه الشرب منخفضاً في العادة لأن السلفيدات تتأكسد بيسر وسهولة في المياه المُهوّاة جيداً

وتعتبر شدة سُمّية سلفيد الهيدروجين للبشر عقب إستنشاق الغاز عالية. ويمكن ملاحظة تهيُّج العين عند تركيزات تتراوح بين 15 و30 مغ/م³. وعلى الرغم من افتقاد المعطيات الخاصة بالسمية عن طريق الفم، فليس من الراجح أن يستهلك الفرد جرعة مؤذية من سلفيد الهيدروجين من مياه الشرب. ولذلك لم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة. وعلى أية حال، فلا يجوز أن يصل محتوى سلفيد الهيدروجين في مياه الشرب إلى مستوى يمكن من اكتشافه عن طريق التذوق أو الشم (انظر الصفحة 125).

الحديد Iron

الحديد من أكثر المعادن توافراً في القشرة الأرضية. ويوجد في المياه الطبيعية العذبة بمستويات تتراوح بين 0.5 إلى 50 مغ/لتر. كما يمكن أن يتوافر الحديد في مياه الشرب نتيجة لاستخدام مخثرات الحديد أو نتيجة لتآكل الفولاذ وحديد الصب أثناء توزيع المياه.

والحديد عنصر أساسي في غذاء البشر. وتتوقف التقديرات للمتطلبات اليومية الدنيا من الحديد على العمر والجنس والوضع الفيزيولوجي والتوافر البيولوجي للحديد ويتراوح بين حوالي 10 و50 مغ في اليوم.

وكإجراء احتياطي ضد التخزين المفرط للحديد داخل الجسم، وضعت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الصحة العالمية ومنظمة الأغذية والزراعة حول مضافات الأغذية مدخولاً يومياً أقصى مؤقتاً يمكن تحمّله مقداره 0.8 مغ/كغ من وزن الجسم، ينطبق على الحديد من كافة مصادره عدا أكاسيد الحديد المستخدمة بمثابة عوامل تلوين، والكمّلات الغذائية من الحديد الذي يؤخذ خلال فترة الحمل والإرضاع أو من أجل متطلبات سريرية نوعية. ويؤدي تخصيص نسبة مقدارها 10% من المدخول اليومي الأقصى المؤقت الذي يمكن تحمّله لمياه الشرب إلى قيمة مقدارها حوالي 2 مغ/لتر وهي قيمة لا تشكل خطراً على الصحة. وسوف يتأثر مذاق ومظهر مياه الشرب عادة تحت هذا المستوى (انظر الصفحة 126).

ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة لوجود الحديد في مياه الشرب.

الرصاص Lead

يستعمل الرصاص في المقام الأول في إنتاج بطاريات حمض الرصاص واللحام والخلائط. كما استُخدم مركبا الرصاص العضويان رابع إيثيل الرصاص ورابع ميثيل الرصاص على نطاق واسع عاملَيْ تشحيم ومانعين للدق في البنزين، على الرغم من أن استعمالهما لهذه الأغراض في كثير من الدول آخذ في التوقف. وبالنظر إلى تناقص استعمال الضافات المحتوية على الرصاص في البنزين واللحام المحتوي على الرصاص في صناعة معالجة الأغذية، تواصل تركيزاته الموجودة في الهواء والطعام انخفاضها، ويشكل مدخوله من مياه الشرب النسبة الأعلى من إجمالي المدخول.

ويوجد الرصاص في مياه الصنابير إلى حد ما نتيجة انحلاله من المصادر الطبيعية وبشكل رئيسي من نظم لحام أنابيب المياه المنزلية التي تحتوي على الرصاص داخل الأنابيب واللحام والتجهيزات أو توصيلات الخدمة للمنازل. يتوقف مقدار الرصاص الذائب من شبكات أنابيب المياه على عوامل عدة، بما فيها الباهاء pH ودرجة الحرارة وعُسْرة المياه وفترة ركود المياه وتبقى المياه اليّسرة الحمضية هي الأكثر إذابة للرصاص.

ويحدث النقل المشيمي للرصاص عند البشر منذ الأسبوع الثاني عشر من الحمل ويستمر خلال تطوره. يمتص الأطفال الصغار الرصاص أكثر من البالغين بما يتراوح بين أربعة أضعاف وخمسة، ويمكن أن يكون عمره النصفي الحيوي أطول بكثير عند الأطفال منه عند البالغين.

والرصاص سامٌ عام يتراكم في الهيكل العظمي. ويُعَد الرضع والأطفال حتى السادسة من العمر والنساء الحوامل أكثر الفئات استعدادا لتأثيرات الرصاص الصحية الضائرة. وقد لوحظ تثبيط النشاط الأمينو ليفولينيك ديهيدراتاز [سنثاز البُرفوبيلينوجين، أحد الأنزيمات الرئيسية التي يستلزمها التخليق البيولوجي للهيم (الدم)] عند الأطفال مقترناً بمستويات للرصاص في الدم مقدارها 5 مكروغرام/ديسيلتر، على الرغم من أن الآثار الضائرة ليست مرتبطة بتثبيطه عند هذا المستوى. كما يمكن للرصاص أن يتدخل أيضاً في استقلاب الكلس، سواء بشكل مباشر أم بتدخله في استقلاب الفيتامين د. وقد لوحظت هذه الآثار عند الأطفال مقترنة بمستويات من الرصاص في الدم تتراوح بين 12 و120 مكروغرام/ديسيليتر بدون بينة على وجود عتبة.

ويعتبر الرصاص ساماً لكلٍّ من الجهازين العصبيّين، المركزي والمحيطي إذ يحرض التأثيرات العصبية والسلوكية المتعلقة بالاعتلال تحت الدماغي. وهناك بينة فيزيولوجية كهربائية على تأثيراته على الجهاز العصبي عند الأطفال الذين تقل مستويات الرصاص في الدم عندهم عن 30 مكروغرام/ديسيليتر. ويشير توازن الشواهد الذي يستفاد من دراسات القطع العرضي الوبائية إلى وجود أشكال من الترابط لها دلالتها من الوجهة الإحصائية بين مستويات الرصاص في الدم البالغة 30 مكروغرام/ديسيليتر أو أكثر وتناقص في حاصل الذكاء بحوالي 4 نقاط عند الأطفال. تشير نتائج الدراسات الوبائية الاستباقية إلى أن التعرض للرصاص قبل الولادة يمكن أن يكون له تأثيرات مبكرة على النمو العقلي. لكن هذه الآثار لا تدوم إلى ما بعد السنة الرابعة من العمر. وقد أيدت الأبحاث في المقدَّمات (وهي أعلى رتب الثدييات) نتائج الدراسات الوبائية، إذ لاحظت وجود تأثيرات سلوكية واستعرافية هامة ناجمة عن التعرض بعد الولادة لمستويات من الرصاص في الدم تتراوح بين 11 و33 مكروغرام/ديسيليتر.

وقد جرى تحريض الأورام الكلوية في حيوانات التجربة التي تعرضت لتركيزات عالية من مركبات الرصاص الموجودة في القوت، وقامت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان بتصنيف الرصاص ومركبات الرصاص اللاعضوية في المجموعة 2ب (مُسَرْطِن بشري ممكن)، وعلى أية حال، فهناك بينة مأخوذة من دراسات أجريت على الإنسان تشير إلى احتمال حدوث تأثيرات سمية عصبية ضائرة إضافة إلى السرطان مع التركيزات المنخفضة جداً من الرصاص وإلى أنّ اشتقاق قيمة دلالية على هذا الأساس سيكون واقياً من التأثيرات المسرطنة.

وقد قامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية في عام 1986، بوضع مدخول أسبوعي مؤقت يمكن تحمّله (PTWI) للرصاص قدره 25 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم (مكافئ لـ 3.5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم) للرضع والأطفال على أساس أن الرصاص هو سم تراكمي ولا يجوز أن يكون هناك تراكم في حمل الجسم من الرصاص. وبافتراض تخصيص نسبة قدرها 50% لمياه الشرب

لطفل وزنه 5 كغ يتغذى بزجاجة الإرضاع ويستهلك 0,75 لتر من مياه الشرب يومياً. ستكون القيمة الدلالية من أجل الصحة هي 0,01 مغ/لتر (عدد مدور). ولما كان الأطفال يمثلون المجموعة الثانوية الأكثر حساسية في الجمهرة، فإن هذه القيمة الدلالية ستكون واقية لمجموعات الأعمار الأخرى.

وللرصاص صفة استثنائية من حيث أن معظم الرصاص الموجود في مياه الشرب ينجم عن أنابيب المياه في المباني ويتألف العلاج بشكل رئيسي من إزالة أنابيب المياه والتجهيزات التي تحتوي على الرصاص. وهذا يتطلب الكثير من الوقت والمال، ومن المعروف أنه لا يمكن أن تحقق كل المياه مستويات الدلائل بشكل فوري. وفي هذه الأثناء يجب تنفيذ كافة الإجراءات العملية الأخرى لتخفيض مجمل التعرض للرصاص بما في ذلك مكافحة الائتكال.

المنغنيز Manganese

المنغنيز من أكثر المعادن وفرة في القشرة الأرضية ويوجد عادة مع الحديد. ويمكن أن تصل تركيزات المنغنيز الذائب في الأرض والمياه السطحية الفقيرة بالأوكسجين إلى عدة ميليغرامات في اللتر الواحد. وفي حالة التعرض للأوكسجين، يمكن للمنغنيز أن يشكل أكاسيد غير ذوّابة يمكن أن تؤدي إلى رواسب غير مستحبة ومشاكل تتعلق باللون في نظم التوزيع. ويتراوح المدخول اليومي من المنغنيز عن طريق الطعام للبالغين بين 2 و9 مغ.

والمنغنيز من العناصر الأساسية الزهيدة، ويُقدَّر ما يتطلبه الإنسان منه في غذائه اليومي بحوالي 30 ـ 50 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وتختلف نسبة امتصاصه اختلافاً كبيراً تبعاً للمدخول الفعلي والصيغة الكيميائية ووجود معادن أخرى مثل الحديد والنحاس في القوت. وقد لوحظت نسب امتصاص عالية جداً للمنغنيز عند الرضع وصغار الحيوان.

ولوحظت بيِّنة على كون المنغنيز ساماً للأعصاب عند عمال المناجم عقب التعرض الطويل للغبار المحتوي على المنغنيز. وليس هناك بيِّنة مقنعة على السمية المرتبطة بوجود المنغنيز في مياه الشرب عند البشر، ولكن لا يوجد عنه إلا دراسات محدودة.

ويمكن أن يرتفع مدخول المنغنيز إلى 20 مغ/في اليوم من دون وجود آثار سيئة واضحة. وفي حالة وجود مدخول قدره 12 مغ/في اليوم يتلقى البالغ الذي يزن 60 كغ، 0,2 مغ/كغ من وزن جسمه في اليوم. وفي حالة تخصيص نسبة 20% من المدخول لمياه الشرب، وتطبيق عامل ارتياب مقداره (3) من أجل إدخال التوافر الحيوي للمنغنيز الوارد من الماء والمحتمل زيادته في الحسبان ـ نصل إلى قيمة قدرها 0,4 مغ/لتر.

وعلى الرغم من عدم وجود دراسة واحدة مناسبة للاستخدام في حساب القيمة الدلالية، فإن قيمة البيِّنة التي يدل عليها المدخول اليومي الفعلي والدراسات المجراة على الحيوانات المخبرية التي أعطيت المنغنيز عن طريق مياه الشرب التي لوحظت فيها تأثيرات سمية عصبية وتأثيرات سمية أخرى يعزز الرأي القائل إن وجود قيمة دلالية مؤقتة من أجل الصحة مقدارها 0,5 مغ/لتر يفترض أن يكون كافياً لتوفير الحماية للصحة العامة.

وما يجب ملاحظته هو أن المنغنيز يمكن أن يكون غير مرغوب فيه بالنسبة للمستهلكين حتى عند المستويات الأدنى من القيمة الدلالية المؤقتة (انظر الصفحة 126).

الزئبق Mercury

يوجد الزئبق بشكل لاعضوي في المياه السطحية ومياه الآبار وبتركيزات تقل في العادة عن 0.5 مكروغرام/لتر. أما مستوياته في الهواء فيتراوح بين 2 ـ 10 نانوغرام/م^3. ويتراوح مدخول الزئبق المتوسط في الطعام في البلدان المختلفة من 2 إلى 20 مكروغرام في اليوم لكل فرد.

والكلية هي العضو الرئيسي المستهدف من قبل الزئبق اللاعضوي، بينما يؤثر ميثيل الزئبق بصورة رئيسية على الجهاز العصبي المركزي.

وفي عام 1972، قامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية بوضع مدخول أسبوعي مؤقت يمكن تحمّله (PTWI) مقداره 5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم لمجمل الزئبق، على أن لا يوجد منه أكثر من 3.3 مكروغرام/كغ من وزن الجسم على شكل ميثيل الزئبق. وقامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية في عام 1988، بإعادة تقييم ميثيل الزئبق، نظراً لتوافر معطيات جديدة وأكدت المدخول السابق الأسبوعي المؤقت الذي يمكن تحمّله والذي سبقت التوصية به، وهو 3.3 مكروغرام/كغ من وزن الجسم لعامة السكان، ولكن أشارت إلى أن الحوامل والمرضعات يرجّح أن يواجهن احتمال خطر أكبر من جراء التأثيرات الضائرة لميثيل الزئبق. ورأت أن المعطيات المتوافرة لا تكفي لإصدار توصية بمدخول محدد لميثيل الزئبق من مياه الشرب من أجل هذه المجموعة السكانية.

ومن أجل اتخاذ موقف متحفّظ، تم استخدام الدخول الأسبوعي المؤقت الذي يمكن تحمّله من ميثيل الزئبق، لاشتقاق قيمة دلالية من أجل الزئبق اللاعضوي في مياه الشرب. ولما كان التعرض الرئيسي يتم عن طريق الطعام فقد أعطيت حصة مقدارها 10% من المدخول الأسبوعي المؤقت الذي يمكن تحمله لمياه الشرب. أن القيمة الدلالية لإجمالي الزئبق هي 0.001 مغ/لتر (رقم مدور).

الموليْبدينوم Molybdenum

تبلغ تركيزات الموليْبدينوم عادة في مياه الشرب أقل من 0.01 مغ/لتر. وقد أُبلغ عن وجود تركيزات من الموليْبدينوم تبلغ 200 مكروغرام/لتر في المناطق القريبة من مواقع التعدين. ويبلغ المدخول الفوتي منه حوالي 0.1 مغ في اليوم للفرد الواحد. ويعتبر الموليْبدينوم عنصراً هاماً إذ تبلغ الحاجة إليه مقدار 0.1 ـ 0.3 مغ للبالغين.

ولا تتوافر معطيات حول سرطنة الموليْبدينوم عن طريق الفم. وقد تبيّن من خلال دراسة دامت سنتين على البشر المعرضين من خلال مياه الشرب، أن مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ (NOAEL) هو 0.2 مغ/لتر. وهناك شئ من القلق بصدد جودة هذه الدراسة. ويطبق في العادة عامل ارتياب مقداره 10 ليعكس الاختلاف ضمن النوع. وعلى أية حال، فانه لما كان الموليْبدينوم عنصراً أساسياً، فسيعتبر استخدام عامل مقداره 3 كافياً. وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 0.07 مغ/لتر (رقم مدور).

وتقع هذه القيمة ضمن مجال تلك القيمة المشتقة على أساس نتائج الدراسات السمومية في الأنواع الحيوانية وهي متوافقة مع المتطلبات اليومية الأساسية.

النيكل Nickel

تبلغ تركيزات النيكل في مياه الشرب في الحالة الطبيعية أقل من 0,02 مغ/لتر ويمكن أن يسهم النيكل الذي ينطلق من الصنابير والوصلات بنسبة من ذلك تصل إلى 1 مغ/لتر. أما في الحالات الخاصة التي ينطلق فيها من رواسب النيكل الطبيعي أو الصناعي في الأرض فيمكن أن يبلغ تركيز النيكل في مياه الشرب نسبة أعلى من ذلك ويبلغ معدل المدخول اليومي منه في الغذاء في الحالة الطبيعية 0,1 ـ 0,3 مغ من النيكل ولكن يمكن أن يصل إلى 0,9 مغ في حالة المدخول الغذائي المكون من مواد طعام خصوصية.

أما المعطيات الخاصة باشتقاق مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ فمحدودة. واستناداً إلى دراسة قوتية أجريت على الجرذان لوحظ تغيرّ نسب وزن العضو إلى وزن الجسم، وقد اختير مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وتم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمّله قدره 5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام عامل ارتياب قدره 1000:100 للتغيّر بين النوعي والتغيّر ضمن النوع الواحد وعامل إضافي قدره 10 للتعويض عن عدم وجود دراسات كافية حول التعرض الطويل الأجل والتأثيرات التوالدية، ونقص المعطيات حول السرطنة عن طريق الفم (على الرغم من أن النيكل، يعتبر الآن في كلّ من مركبّيه الذوّاب والقليل الذوبان، مسرطنا بشرياً فيما يتعلق بالتعرض الرئوي)، والامتصاص المعوي الذي يكون أعلى بكثير عند أخذه والمعدة فارغة، في مياه الشرب منه عند أخذه مع الطعام.

وبتخصيص حصة مقدارها 10% من المدخول اليومي المكن تحمّله لمياه الشرب، تبلغ القيمة الدلالية 0,02 مغ/لتر (رقم مدور). ويفترض في هذه القيمة أن توفر الحماية الكافية للأفراد ذوي الحساسية للنيكل.

النترات والنتريت Nitrate and nitrite

يوجد النترات والنتريت بشكل طبيعي كشوارد تشكلّ جزءاً من دورة النتروجين. وعلى العموم تبلغ مستويات النترات التي توجد بشكل طبيعي في المياه السطحية والجوفية بضعة ميلليغرامات في اللتر الواحد. وقد لوحظ في العديد من المياه الجوفية زيادة في مستويات النترات بسبب الممارسات الزراعية المكثفة. ويمكن للتركيزات أن تصل إلى بضعة مئات من الميلليغرامات في اللتر الواحد. وفي بعض البلدان، يمكن أن تتعرض نسبة من السكان تصل إلى 10% لمستويات من النترات في مياه الشرب تربو على 50 مغ/لتر.

وبصفة عامة، ستظل الخضراوات هي المصدر الرئيسي لدخول النترات عندما تكون مستوياتها في مياه الشرب دون 10 مغ/لتر. وعندما تتجاوز مستويات النترات الموجودة في مياه الشرب 50 مغ/لتر، سوف تكون مياه الشرب هي المصدر الرئيسي لإجمالي مدخول النترات.

وتشير التجارب إلى أنه ليس بإمكان النترات ولا النتريت أن يفعلا فعلاً مسرطناً بشكل مباشر عند الحيوانات، ولكن هناك بعض المخاوف بصدد تزايد احتمال خطر السرطان عند الإنسان من جراء التشكل داخلي المنشأ والخارجي المنشأ لمركبات نتروزو *N*-nitroso التي يعد الكثير منها مسرطنا للحيوانات. وهناك دليل يشير إلى وجود علاقة بين التعرض للنترات عن طريق القوت والسرطان وخصوصاً السرطان المعدي، وهو دليل مأخوذ من ترابط جغرافي أو من

دراسات إيكولوجية ووبائية، إلا أن هذه النتائج لم تتأكد بالمزيد من الدراسات التحليلية الحاسمة. ولابد من التسليم بأن هناك عدداً من العوامل بالإضافة إلى التعرض للنترات البيئية يمكن أن يكون له دور في المسألة.

والخلاصة، أن البيّنة الوبائية اللازمة للربط بين النترات القوتية والسرطان ليست كافية، وقد وضعت القيمة الدلالية للنترات في مياه الشرب لمجرد مكافحة الميثيموغلوبين في الدم، الذي يتوقف حدوثه على تحول النترات إلى نتريت. وعلى الرغم من أن الأطفال الرضع دون الشهر الثالث من العمر هم الأكثر استعداداً لذلك، فقد وردت تقارير عن حالات أحيانية أصيب بها بعض السكان البالغين.

والمعطيات الوبائية الشاملة تدعم القيمة الدلالية الحالية لنترات النتروجين، البالغة 10 مغ/لتر. وعلى أية حال، فلا ينبغي التعبير عن هذه القيمة على أساس نترات ـ نتروجين بل على أساس النترات نفسها، التي تمثل الكيان الكيميائي الباعث للقلق حول الصحة، ولذلك تبلغ القيمة الدلالية للنترات 50 مغ/لتر.

وبالاستناد إلى بيّنة حديثة تدل على وجود النتريت في بعض إمدادات المياه، تم التوصل إلى استنتاج ضرورة وضع قيمة دلالية للنتريت. وعلى أية حال، فإن الدراسات المتوافرة التي أجريت على الحيوان ليست ملائمة لتحديد مستوى ثابت للأثر الضائر غير الملاحظ فيما يتعلق بوجود الميثيموغلوبين في الدم عند الجرذان. ولذلك تم إتباع أسلوب واقعي وهو تقبّل فاعلية نسبية للنترات والنتريت في تشكُّل الميثيموغلوبين البالغ 1:10 (على أساس مولي). وعلى هذا الأساس، تم اقتراح قيمة دلالية للنتريت قدرها 3 مغ/لتر. ونظرا لإمكانية الوجود المتزامن لكل من النترات والنتريت في مياه الشرب، فلا يجوز أن يتجاوز مجموع نسب تركيز كل منهما إلى قيمته الدلالية (1) أي

$$1 \geq \frac{C_{\text{نترات}}}{GV_{\text{نترات}}} + \frac{C_{\text{نتريت}}}{GV_{\text{نتريت}}}$$

حيث C = تركيز

GV = القيمة الدلالية.

الأوكسجين المذاب Dissolved Oxygen

لا يوصى بقيمة دلالية مرتكزة على الصحة للأوكسجين المذاب في مياه الشرب. وعلى أية حال، فمن الممكن أن يشير محتوى الأوكسجين المذاب بتركيز يقل كثيراً عن تركيز الإشباع إلى تدّني جودة المياه (أنظر الصفحة 126).

الباهاء (pH)

لم تقترح قيمة دلالية ترتكز على الصحة من أجل الباهاء، على الرغم من ارتباط تهيج العين وتفاقم الاضطرابات الجلدية بقيمة الباهاء الأكبر من 11. وعلى الرغم من أنه ليس للباهاء تأثير مباشر على المستهلكين، فهو يعد واحداً من أهم متثابتات جودة المياه التشغيلية (أنظر الصفحة 127).

السيلينيوم Selenium

تتغير مستويات السيلينيوم في مياه الشرب بدرجة كبيرة بتغيُّر المناطق الجغرافية، إلا أنها تبقى عادة أقل بكثير من 0,01 مغ/لتر. وتعتبر المواد الغذائية مثل الحبوب واللحم والسمك المصدر الرئيسي للسيلينيوم عند عامة السكان. وتختلف مستوياته في الطعام اختلافاً كبيراً تبعاً لمنطقة الإنتاج الجغرافية.

والسيلينيوم عنصر ضروري للإنسان وهو يشكل جزءاً مكملاً لأنزيم غلوتاثيون بيروكسيداز وربما لبروتينات أخرى أيضاً. ومعظم مركبات السيلينيوم ذوّابة في الماء ويتم امتصاصها بكفاءة في الأمعاء ويبدو أن سمية مركبات السيلينيوم من الرتبة ذاتها عند الإنسان والحيوانات المخبرية.

وباستثناء سلفيد السيلينيوم، الذي لا يوجد في مياه الشرب، لا تشير المعطيات التجريبية إلى أن السيلينيوم مسرطن. صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان كلاً من السيلينيوم ومركبات السيلينيوم في المجموعة 3. وتبيّن أن مركبات السيلينيوم سامة للجينات في المختبر مع كونها ذات تنشيط استقلابي، ولكن ليس عند البشر. ويمكن أن يتوقف التأثير على الجرعة في الأحياء. وليس هناك بينة على وجود تأثيرات ماسخة في القرود، ولا تتوفر معطيات بخصوص البشر.

وتتميز السمية الطويلة الأجل عند الجرذان بخمود النمو واعتلال الكبد عند مستويات من السيلينيوم مقدارها 0,03 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم تدخل مع الطعام.

أما التأثيرات السمية للتعرض الطويل الأجل للسيلينيوم عند البشر فتتجلى في الأظافر والشعر والكبد. وتشير المعطيات الواردة من الصين إلى أن العلامات السريرية تحدث في حالة المدخول اليومي الذي يزيد عن 0,8 مغ. وقُدِّر المدخول اليومي عند أطفال فنزويلا ذوي العلامات السريرية بحوالي 0,7 مغ، على أساس مستوياته في الدم عندهم والحال كذلك فيما يتعلق بالمعطيات الواردة من الصين حول العلاقة بين مستوى السيلينيوم في الدم والجرعة. كما لوحظت تأثيرات على تخليق بروتين الكبد في مجموعات صغيرة من المرضى المصابين بالتهاب المفاصل الروماتوتيدي أعطوا السيلينيوم بمعدل 0,25 مغ/يوم بالإضافة إلى السيلينيوم المأخوذ من الغذاء. ولم تسجل علامات سريرية أو كيميائية حيوية للتسمم بالسيلينيوم في مجموعة مؤلفة من 142 فرداً ذات مدخول يومي متوسط يبلغ 0,24 مغ (الحد الأعلى 0,72 مغ).

وعلى أساس هذه المعطيات، قدر مستوى الأثر الضائر غير المُلاحظ عند الإنسان بحوالي 4 مكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم. أما المدخول اليومي الموصى به من السيلينيوم هو حوالي 1 مكروغرام/كغ من وزن الجسم للبالغين. ويؤدي تخصيص حصة مقدارها 10% من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ عند الإنسان في مياه الشرب إلى قيمة دلالية مرتكزة على الصحة مقدارها 0,01 مغ/لتر (رقم مدور).

الفضة Silver

توجد الفضة بشكل طبيعي وبصورة رئيسية في شكل أكاسيدها اللاذوابة إلى حد بعيد، والمتوفقة وفي السلفيدات وبعض الأملاح. وكان يعثر عليها أحياناً في المياه الجوفية والسطحية ومياه الشرب بتركيزات تربو على 5 مكروغرام/لتر. وقد تبلغ مستوياتها في مياه الشرب

المعالجة بالفضة بقصد التطهير (انظر الجزء 6 ـ 3 ـ 4) أكـثر مـن 50 مكروغـرام/لـتر. وتبلـغ التقديرات الأخيرة للمدخول اليومي حوالي 7 مكروغرام للفرد.

ولا يتم امتصاص سوى نسبة مئوية ضئيلـة مـن الفضـة. وتـتراوح نسـب الاحتبـاس عنـد البشر والحيوانات المخبرية بين 0 و 10%.

والتصبُّغ بالفضة هو العلامة الواضحة الوحيدة على التحميل المفرط للفضـة، وهـي حالـة يتبدل فيها لون الجلد والشعر تبدلاً كبـيراً مـن جـراء وجـود الفضـة في الأنسـجة. وقـد قُدِّر مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ الفموي، بالنسـبة للتصبُّغ بالفضـة عنـد الإنسـان بمدخـول إجمالي على مدى العمر مقداره 10 غرام من الفضة على أساس تقارير حالات بشرية وتجارب طويلة الأمد على الحيوانات.

أما مستويات الفضـة المنخفضة في مياه الشرب، وهي تقل عمومـاً عـن 5 مكروغـرام/لـتر، فليس لها علاقة بصحة الإنسان فيما يتعلـق بـالتصبُّغ بالفضـة. ومـن ناحيـة أخـرى، هنـاك أحوال خاصة يمكن فيها اسـتخدام أمـلاح الفضـة للمحافظـة علـى جـودة ميـاه الشـرب مـن الناحية البكتريولوجية. ويمكن تحمل المستويات الأعلى من الفضة التي تصل إلى 0.1 مغ/لـتر (وهذا التركيز يؤدي إلى جرعة إجمالية على مدى 70 سنة فيما يتعلق بنصـف مسـتوى الأثـر الضائر البشري الأدنى الذي يمكن تحملـه مقدارهـا 10 غ) في أمثـال هـذه الحـالات مـن دون مخاطر على الصحة.

ولم تقترح قيمة دلالية مرتكزة على الصحة بالنسبة للفضة في مياه الشرب.

الصوديوم Sodium

أملاح الصوديوم (مثل كلوريد الصوديـوم) توجـد في الواقـع في جميـع الأغذيـة (الـتي تشـكل المصدر الرئيسي للتعرض اليومي) ومياه الشرب. وعلى الرغـم مـن أن تركـيزات الصوديـوم في المياه الصالحة للشرب تقل في الحالة النموذجيـة عـن 20 مـغ/لـتر، فمـن الممكـن أن تتجـاوز ذلك، إلى حد بعيد، في بعض البلدان. أما مستويات أملاح الصوديوم في الهواء فهي منخفضـة عادة بالقياس إلى تلك الموجودة في الغذاء أو الميـاه. يجـب ملاحظـة أن بعـض مليّنـات الميـاه يمكن أن تزيد محتوى الصوديوم في مياه الشرب زيادة كبيرة.

ولا يمكـن استنتـاج نتائـج ثابتـة حـول الترابـط المحتمـل بيـن الصوديـوم في ميـــاه الشـرب وحدوث فرط ضغط الدم. ولذلك لم تقترح قيمة دلالية مرتكزة علـى الصحـة. وعلـى أية حال فالتركيزات التي تزيد عن 200 مغ/لتر يمكن أن تؤدي إلى طعـم غـير مقبـول (انظـر الصفحة 127).

السلفات Sulfate

توجـد السـلفات بشـكل طبيعـي في معـادن متعـددة وتسـتخدم تجاريـاً، وبصـورة رئيسـية في الصناعة الكيميائيـة. وهـي تطـرح في الميـاه مـع الفضـلات الصناعيـة ومـن خـلال الترسـيب الجوي، وتوجد أعلى مستوياته عادة في المياه الجوفية وتؤخذ من المصـادر الطبيعيـة. وبصفـة عامة، يعتبر الغذاء المصدر الرئيسي للتعرض للسلفات، على الرغم من أنه يمكن لمدخولـه مـن مياه الشرب أن يتجاوز مدخوله من الغـذاء في المنـاطق ذات الـتركيزات العاليـة. أمـا إسـهام الهواء في إجمالي المدخول فلا يستحق الذكر.

والسلفات من أقل الأنيونات سمية، وعلى أية حال، فقد لوحظ وجود إسهال شديد وتجفاف وتهيج معدي معوي في حالة التركيزات العالية. وكان يستخدم سلفات المغنيزيوم أو أملاح الإبسوم، كمفرغ للأمعاء على مدى كثير من السنين.

ولم تقترح قيمة دلالية مرتكزة على الصحة بالنسبة للسلفات. ولكن نظراً للتأثيرات المعوية المعدية الناجمة عن ابتلاع مياه الشرب المحتوية على مستويات عالية من السلفات، يوصى بإبلاغ الجهات الصحية عن مصادر المياه التي تحتوي على تركيزات السلفات التي تزيد عن 500 مغ/لتر. ويمكن لوجود السلفات في مياه الشرب أن يتسبب في طعم تسهل ملاحظته (انظر الصفحة 127) كما يمكن أن يسهم في اتتكال نظم التوزيع.

القصدير اللاعضوي Inorganic Tin

يستخدم القصدير بشكل رئيسي في إنتاج التغليفات المستعمل في الصناعات الغذائية. وعليه، يمثل الطعام، وبصورة خاصة المعلب منه، المصدر الرئيسي لتعرض الإنسان للقصدير. وبالنسبة لعامة السكان، لا تعتبر مياه الشرب مصدراً معتداً للقصدير، وقد تكون المستويات التي تزيد على 1 ـ 2 مكروغرام/لتر في مياه الشرب حالة استثنائية. وعلى أية حال، فهناك استخدام متزايد للقصدير في سبائك اللحام التي قد تستخدم في اللحام المنزلي.

والقصدير ومركباته اللاعضوية ضئيلة الامتصاص في الجهاز المعدي المعوي، ولا تتراكم في الأنسجة ويتم إفراغها بسرعة وبشكل رئيسي عن طريق البراز.

ولم تلاحظ زيادة في حدوث الأورام خلال الدراسات السرطانية الطويلة الأمد التي أجريت على الفئران والجرذان المغذاة بكلوريد القصدير. ولم يثبت أن القصدير ماسخ أو سام للجنين عند الفئران والجرذان والقداد. وبلغ مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ في دراسة تغذية طويلة الأمد 20 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم.

يتمثل التأثير الرئيسي الضائر على البشر الناجم عن المستويات الزائدة للقصدير في الطعام (أكثر من 150 مغ/كغ) مثل الفواكه المعلبة، في تهيج معدي حاد. ولا يوجد دليل على تأثيرات ضائرة في الإنسان مرتبطة بتعرض مزمن للقصدير.

وقد تم التوصل إلى استنتاج مؤداه أنه نظراً لانخفاض سمية القصدير اللاعضوي، يمكن اشتقاق قيمة دلالية تجريبية أعلى بثلاثة رتب من التركيز الطبيعي للقصدير في مياه الشرب. وعليه، فان وجود القصدير في مياه الشرب لا يمثل خطراً على صحة الإنسان. ولهذا السبب لا يعتبر وضع قيمة دلالية عددية للقصدير اللاعضوي أمراً ضرورياً.

إجمالي الأجسام الصلبة المذابة Total Dissolved Solids

يشمل إجمالي الأجسام الصلبة المذابة (TDS) الأملاح اللاعضوية (وبصورة رئيسية الكلس والمغنيزيوم والبوتاسيوم والصوديوم والبيكربونات والكلوريدات والسلفات) ومقادير قليلة من المواد العضوية المذابة في المياه. وينشأ إجمالي الأجسام الصلبة المذابة في مياه الشرب من المصادر الطبيعية ومياه المجارير ومياه السيل في المدن والفضلات السائلة الصناعية. ويمكن للأملاح المستخدمة في إذابة الجليد الموجود على الطرق في بعض البلدان أن يسهم في زيادة إجمالي محتوى الأجسام الصلبة المذابة في مياه الشرب. وتختلف تركيزات إجمالي الأجسام الصلبة المذابة اختلافاً كبيراً باختلاف المناطق الجغرافية نظراً للاختلافات في قابليات المعادن للذوبان.

ولا تتوفر معطيات يُعوّل عليها حول إمكانية وجود تأثيرات صحية تتعلق بابتلاع إجمالي الأجسام الصلبة الذابة في مياه الشرب، ولم تقترح قيمة دلالية مرتكزة على الصحة. على أية حال، يمكن أن تكون المستويات العالية من إجمالي الأجسام الصلبة الذابة في مياه الشرب غير مقبولة من قبل المستهلكين (انظر الصفحة 127).

اليورانيوم Uranium

يوجد اليورانيوم في القشرة الأرضية وبصورة رئيسية في شكل التكافؤ السداسي. ويستخدم بشكل أساسي كوقود لمحطات الطاقة النووية وهو يدخل في إمدادات مياه الشرب نتيجة ارتشاحه من المصادر الطبيعية ومن نفايات الطاحن ومن انبعاثات الصناعة النووية ومن احتراق الفحم وغيره من أنواع الوقود ومن الأسمدة الفوسفاتية. وعلى الرغم من محدودية المعلومات المتوافرة حول تركيزاته في الغذاء ومياه الشرب، يظل من الراجح أن يكون الغذاء هو المصدر الرئيسي لدخول اليورانيوم في معظم المناطق.

ويتراكم اليورانيوم في الكلى، وبذلك يكون الاعتلال الكلوي هو الأثر الأوْلي المُحرِّض في الإنسان والحيوان. أما عند حيوانات التجربة، فأكثر حالات اليورانيوم شيوعا تسبّبه في تلف النبيبات الدانية المُلْتفّة في الكلى، ويسود هذا التلف في الثلثين القاصيين. أما في الجرعات غير العالية بما يكفي لتخريب كتلة حرجة من خلايا الكلية، فيكون التأثير عكوساً حيث تتم إعاضة بعض الخلايا المفقودة.

ولا تتوافر دراسات كافية قصيرة الأمد وطويلة الأمد حول السمية الكيميائية لليورانيوم، ولذلك لم يتم اشتقاق قيمة دلالية لليورانيوم في المياه. وإلى أن تتوافر مثل هذه المعلومات، يوصى باستخدام حدود الخصائص الإشعاعية لليورانيوم (انظر الفصل 4). أما المكافئ لليورانيوم الطبيعي، بالاستناد إلى هذه الحدود فيبلغ تقريبا 140 مكروغرام/لتر.

الزنك Zinc

الزنك هو عنصر زهيد أساسي يوجد في الواقع في كافة الأطعمة والمياه الصالحة للشرب على شكل أملاح أو مركبات عضوية، ويعتبر القوت في العادة المصدر الأساسي للزنك. وعلى الرغم من أن مستويات الزنك في المياه السطحية والجوفية لا تزيد عادة عن 0,01 و 0,05 مغ/لتر، على التوالي، فمن الممكن أن تصل تركيزاته في مياه الصنابير إلى ما هو أعلى بكثير نتيجة لذوبان الزنك في الأنابيب.

وفي عام 1982، اقترحت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة و منظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية مدخولاً يومياً أقصى مؤقتاً يمكن تحمله من الزنك مقداره 1 مغ/كغ من وزن الجسم. ويتراوح المتطلب اليومي للبالغين من الرجال بين 15 و 20 مغ/يوم. وتم استنتاج بأنه من غير المطلوب في الوقت الحاضر اشتقاق قيمة دلالية مرتكزة على الصحة بعد أخذ الدراسات الحديثة على الإنسان بعين الإعتبار. وعلى أية حال،فمياه الشرب المحتوية على مستويات من الزنك تبلغ أكثر من 3 مغ/لتر قد لا تكون مقبولة لدى المستهلكين (نظر الصفحة 128)

3 ـ 6 ـ 2 المقوّمات العضوية

الألكانات المكلورة *Chlorinated alkanes*

تيتراكلوريد الكربون Carbon tetrachloride

يستخدم تيتراكلوريد الكربون بشكل رئيسي في إنتاج خافضات الحرارة الكلوريو فلورو كاربونية. وهو يتحرر في الهواء والمياه أثناء التحضير والاستعمال. وعلى الرغم من محدودية المعطيات الخاصة بالتركيزات داخل الغذاء، يتوقع أن يكون المدخول من التيتراكلوريد الكربون من الهواء أكبر بكثير من المدخول عن طريق الغذاء أو مياه الشرب. وتبلغ تركيزاته في مياه الشرب على وجه العموم أقل من 5 مكروغرام/لتر.

وقد صُنّف تيتراكلوريد الكربون في المجموعة 2ب من قبل الوكالة الدولية لأبحاث السرطان. ويمكن لتيتراكلوريد الكربون أن يُستقلبَ في النظم الصغروية (microsomal) إلى جذر ثلاثي كلور ميثيل يرتبط مع الجزيئات الكبيرة محدثاً (lipid peroxidation) ومخرباً أغشية الخلايا. وقد تبيّن أنه يسبب الأورام الكبدية وغيرها من الأورام عند الجرذان والفئران والقداد، بعد التعرّض الفموي أو تحت الجلد أو التعرض بالاستنشاق. وكان الوقت اللازم للورم الأول قصيراً أحياناً يتراوح بين 12 ـ 16 أسبوع في بعض التجارب.

ولم يتبيّن أن تيتراكلوريد الكربون مُطفرٌ في الاختبارات الجرثومية مع التنشيط الاستقلابي أو بدونه ولم يتبيّن أنه يحرض تأثيرات على الصبغيات أو تخليق الدنا (DNA) غير المُجَدْوَل في خلايا الثدييات سواء في أنبوب الاختبار أو في الأحياء. وقد حرّض طفرات تقطية وتأشّباً للجينات في نظام اختبار حقيقي النواة.

وعلى هذا لم يتبيّن أن التيتراكلوريد الكربون سام للجينات في معظم الدراسات المتوافرة، ومن الممكن أن يفعل فعل السرطن غير السام للجينات. وكان مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ خلال فترة دراسة تزقيم فموي لمدة 2 أسبوع على الفئران 1 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وجرى حساب المدخول اليومي الممكن تحمّله، والبالغ 0,714 ميكروغرام/كغ من وزن الجسم (في حالة تخصيص 5 أيام في الأسبوع للجرعات) بتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين، و10 لبيّنة السرطنة التي يحتمل ألا تكون سامة للجينات)، ولم يجر تضمين عامل إضافي مقابل قصر مدة الدراسة. إذ رؤي أن هذا غير ضروري لأن المركب أعطي داخل زيت الذرة في الدراسة الحرجة، وتشير المعطيات المتوافرة إلى أن السمية التي تعقبُ الإعطاء داخل الماء قد تكون ذات مرتبة أقل من حيث الارتفاع. وتبلغ القيمة الدلالية المشتقة من هذا المدخول اليومي الممكن تحمّله والموضوعة على أساس نسبة 10% لمياه الشرب 2 مكروغرام/لتر (رقم مدور).

ثنائي كلور الميثان Dichloromethane

يستخدم ثنائي كلور الميثان، أو كلوريد الميثيلين، على نطاق واسع، كمذيب لأغراض متعددة، بما في ذلك إزالة الكافيين من القهوة ونزع الدهان. من الراجح أن يكون التعرض عن طريق مياه الشرب غير ذي أهمية كبيرة بالمقارنة مع المصادر الأخرى.

وللثنائي كلور الميثان سمية حادة منخفضة. وقد أظهرت دراسة على استنشاقه عند الفئران بيّنة جازمة على السرطنة، بينما لم تقدم الدراسة على مياه الشرب سوى بيّنة

إيجابية. وأدخلت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان ثنائي كلور الميثان في الفئة ب2، وعلى أية حال، فإن موازنة الدلائل تشير إلى أنه غير مسرطن سام للجينات وإلى أن المستقلبات السامة للجينات لا تتشكل بالمقادير المناسبة في الأحياء.

وتم حساب المدخول اليومي الممكن تحمله فبلغ 6 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين النوعين و10 تعكس المخاوف من احتمال السرطنة) على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ. ومقداره 6 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل التأثيرات السامة للكبد في دراسة لتأثير مياه الشرب على الجرذان دامت سنتين. وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 20 مكروغرام/لتر (رقم مدور)، مع تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمّله لمياه الشرب. وتجدر الإشارة إلى أن التعرض الواسع من مصادر أخرى أمر ممكن.

1،1 ثنائي كلور الإيتان 1,1-Dichloroethane

يستخدم 1،1 ثنائي كلور الإيتان كمتوسط كيميائي ومذيب. وهناك معطيات محدودة تشير إلى إمكانية وجوده في تركيزات تصل إلى 10 مكروغرام/لتر في مياه الشرب. وبالنظر إلى انتشار استعمال هذه المادة الكيميائية وطرحها يمكن أن يزداد وجودها في المياه الجوفية.

ويعد 1،1 ثنائي كلور الإيتان سريع الاستقلاب عند الثدييات إلى حمض الأسيتيك وإلى أنواع مختلفة من المركبات المكلورة. وهو ذو سمية حادة منخفضة نسبياً ولا تتوافر سوى معطيات محدودة حول سميته من خلال دراسات قصيرة الأجل وطويلة الأجل.

وهناك بينة محدودة على سرطنته في المختبر. على أن دراسة السرطنة، التي أجريت على الجرذان والفئران بواسطة التزقيم لم تقدم بينة جازمة عل السرطنة على الرغم من وجود بينة ما تشير إلى زيادة حدوث ساركومة وعائية في الحيوانات المعالجة.

وبالنظر إلى قاعدة المعطيات المحدودة جدا حول السمية والسرطنة فقد تم التوصل إلى استنتاج عدم وجوب اقتراح قيمة دلالية.

2،1 ثنائي كلور الإيتان 1,2-Dichloroethane

يستخدم 2،1 ثنائي كلور الإيتان بشكل رئيسي كمتوسط في إنتاج كلوريد الفينيل وغيره من المواد الكيميائية الأخرى كما يستخدم كمذيب، بدرجة أقل. وقد عثر عليه في مياه الشرب بمستويات تصل إلى بضعة ميكروغرامات في اللتر الواحد. ويوجد في هواء المدن.

وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان 2،1 ثنائي كلور الإيتان في الفئة 2ب. وهو يسبب زيادات هامة إحصائيا في عدد من أنواع الأورام لدى الحيوانات المخبرية بما في ذلك حالات نادرة من الساركومة الوعائية وتشير موازنة البينات إلى احتمال أن يكون ساماً للجينات. ولا توجد دراسات طويلة الأجل مناسبة يوضع على أساسها مدخول يومي يمكن تحمله.

وعلى أساس الساركومات الوعائية المشاهدة على الجرذان الذكور خلال دراسة تزقيم لمدة 78 أسبوعا، وتطبيق النموذج المحول إلى خطي والتعدد المراحل، تم حساب قيمة دلالية لمياه الشرب مقدارها 30 مكروغرام/لتر مطابقة لمخاطر السرطان الزائدة خلال العمر.

1،1،1 ثلاثي كلور الإيثان 1,1,1-Trichloroethane

يوجد بنسب ضئيلة فقط في المياه السطحية والجوفية ويكون ذلك عادة بتركيزات أقل من 20 مكروغرام/لتر. ولوحظ في بعض الأمثلة وجود تركيزات أعلى بكثير. ويبدو أن هناك تعرضاً متزايداً لـ 1،1،1 ثلاثي كلور الإيثان.

وهو سريع الامتصاص من قبل الرئتين والجهاز المعدي المعوي ولكن لا تستقلب سوى مقادير قليلة منه ـ حوالي 6% عند الإنسان و3% عند حيوانات التجربة. ويمكن أن يؤدي التعرض لتركيزات عالية إلى تنكس دهني كبدي (كبد دهني) في الإنسان والحيوانات المخبرية على حد سواء.

وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان 1،1،1 ثلاثي كلور الإيثان في الفئة 3. أما دراسات الإعطاء الفموي المتوافرة فاعتبرت غير كافية لحساب مدخول يومي يمكن تحمله. ونظراً للحاجة المتزايدة للتوجيه بصدد هذا المركب، تم اختيار دراسة استنشاق لمدة 14 أسبوعاً على ذكور الفئران لتستخدم في حساب قيمة دلالية. واستناداً إلى مستوى أثر ضائر غير ملاحظ قدره 1365 مغ/م³ تم حساب المدخول اليومي الذي يمكن تحمله فبلغ قدره 580 مكروغرام/كغ من وزن الجسم من جرعة إجمالية ممتصة قدرها 580 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم (على افتراض أن معدل وزن جسم الفأر هو 30 غرام، ومعدل تنفسه 0,043 م³/يوم وافتراض امتصاصه نسبة 30 % من تركيز هذه المادة في الهواء)، مع تطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير ضمن النوعين و10 لفترة الدراسة القصيرة). وقد اقترحت قيمة دلالية قدرها 2000 مكروغرام/لتر (رقم مدور) مع تخصيص 10 % من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب.

وهذه القيمة مؤقتة نظراً لاستخدام دراسة استنشاق بدلاً من دراسة فموية. ومن المحبذ كثيراً إجراء دراسة سمية فموية مناسبة لتأمين معطيات أكثر قبولاً من أجل اشتقاق قيمة دلالية.

الإيثينات المكلورة *Chlorinated ethenes*

كلوريد الفينيل Vinyl chloride

يستخدم كلوريد الفينيل بصورة رئيسية لإنتاج عديد الفاينيل كلوريد. ويُقدَّر أن خلفية مستوى كلوريد الفينيل في الهواء المحيط في غرب أوربا يتراوح بين 0.1 و 0.5 مكروغرام/م³. وأصبحت الآن المستويات المتبقيّة من كلوريد الفينيل في الغذاء والمشروبات دون 10 مكروغرام/م³. وقد عُثر على كلوريد الفينيل في مياه الشرب على مستويات تصل إلى بضع مكروغرامات في اللتر، كما عثر في بعض الأحيان على تركيزات أعلى كثيراً في المياه الجوفية. ويمكن أن يتشكل في المياه من ثلاثي كلور الإيثين ورباعي كلور الإيثين.

ويتم استقلاب كلوريد الفينيل إلى مستقلبات مُطفِّرة وتفاعلية بدرجة عالية معتمدة على الجرعة والسبيل الممكن إشباعه.

وتعتبر السمية الحادة لكلوريد الفينيل منخفضة إلا أنه سام للكبد بعد التعرض القصير الأمد والطويل الأمد لتركيزات منخفضة. وقد تبين أن كلوريد الفينيل مُطفِّرٌ في نظم الاختبار المختلفة، في المختبر، وفي الأحياء.

وهناك بينة كافية على سرطنة كلوريد الفينيل للإنسان في الجمهرات الصناعية المعرضة لتركيزات عالية. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان كلوريد الفينيل ضمن الفئة 1. وتعت البرهنة الكافية على وجود ترابط عرضي بين التعرض لكلوريد الفينيل والساركومة الوعائية في الكبد. وتشير بعض الدراسات أيضاً إلى أن كلوريد الفينيل يرتبط بسرطانة الخلايا الكبدية وأورام الدماغ وأورام الرئة وخباثات الأنسجة اللمفية والأنسجة المكوِّنة للدم.

وتظهر المعطيات الحيوانية أن كلوريد الفينيل مسرطن متعدد المواقع. وقد أدى كلوريد الفينيل المقدم عن طريق الفم أو الاستنشاق عند الجرذان والقداد إلى أورام في الغدة الثديية والرئتين وغدة زمبال (Zymbal) والجلد بالإضافة إلى الساركومات الوعائية في الكبد وغيره من المواقع.

وبالنظر لعدم توافر معطيات حول احتمال خطر السرطنة بعد التعرض الفموي لكلوريد الفينيل عند الإنسان وضعت تقديرات مخاطر السرطان عند الإنسان على أساس المقايسات الحيوية للسرطنة عند الحيوان متضمنة التعرض الفموي. وباستخدام نتائج مستمدة من المقايسات الحيوية للجرذان التي تعطي أقصى قيمة وقائية، وبتطبيق النموذج المحوَّل إلى الخطي، المتعدد المراحل، تم حساب تعرض الإنسان طيلة العمر للخطر المفرط المتمثل في الساركومة الوعائية. وقدره 10^{-5} فبلغ 20 مكروغرام للشخص الواحد في اليوم. كما افترض أيضاً أن عدد السرطانات عند الإنسان في المواقع الأخرى يمكن أن يعادل عددها في حالة الساركومة الوعائية في الكبد لتبرير تصحيح (العامل 2) الخاص بسرطانات غير الساركومة الوعائية. وباستخدام التعرض طيلة العمر لمقدار 20 مكروغرام للشخص الواحد في اليوم بالنسبة لزيادة في مخاطر الساركومة الوعائية في الكبد قدرها 10^{-5} تم حساب قيمة دلالية قدرها 5 مكروغرام/لتر.

1،1 ثنائي كلور الإيثين 1,1-Dichloroethene

1،1 ثنائي كلور الإيثين أو كلوريد الفينلدين (vinylidene chloride) هو ملوث عرضي لمياه الشرب. ويوجد عادة مع هيدروكاربونات مكلورة أخرى. ولا تتوافر معطيات حول مستوياته في الغذاء، ولكن مستوياته في الهواء بوجه عام دون 40 نغ (نانوغرام)/م^3 باستثناء بعض المواقع الصناعية.

وبعد التعرض الفموي أو الاستنشاق يتم امتصاصه بشكل كامل تقريباً ويستقلب استقلاباً شاملاً ويتم إفراغه سريعاً. وهو مُخمِّد للجهاز العصبي المركزي ويمكن أن يؤدي إلى تسمم كبدي وكلوي عند البشر المعرضين مهنياً. كما يسبب تلفاً كبدياً وكلوياً للحيوانات المختبرية.

وقد وضعت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان 1،1 ثنائي كلور الإيثين ضمن الفئة 3. وتبيّن أنه سام للجينات في عدد من نُظم الاختبار في المختبر، ولكنه لم يكن نشيطاً في مقايسة الجرعة السائدة المميتة في الأحياء. كما أنه حرّض أوراماً كلوية عند الفئران في دراسة استنشاق واحدة، ولكن لم يُبَلَّغ عن كونه مسرطناً في عدد من الدراسات الأخرى بما في ذلك عدة دراسات أُعْطِي فيها عن طريق مياه الشرب.

وتم حساب مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 9 مكروغرام/كغ من وزن الجسم من مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته والبالغ 9 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة لتأثير مياه الشرب أجريت على الجرذان لمدة سنتين باستخدام عامل ارتياب قدره 1000

(100 للتغيُّر ضمن النوع الواحد والتغيرُ بين نوعين و10 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ وكامن السرطنة). وهذا يعطي قيمة دلالية مقدارها 30 مكروغرام/لتر (رقم مدور) لنسبة 10% من الإسهام في المدخول اليومي المكن تحمُّله من مياه الشرب.

2.1 ثنائي كلور الإيثين 1,2-Dichloroethene

يوجد على شكل مقرون ومفروق، وتوجد حالة المقرون بتواتر أكبر كملوث للمياه. ويمكن أن يشير وجود هذين المُصاوغين اللذين يعتبران مستقلبين لهيدروكربونات أخرى مهلجنة غير مشبعة في الفضلات السائلة والمياه الجوفية اللاحيوائية إلى الوجود المتزامن للمواد الكيميائية الكلورية العضوية الأكثر سمية مثل كلوريد الفينيل، ولذلك يشير وجودها إلى وجوب إجراء رصد أكثر تركيزاً. ولا تتوافر معطيات حول التعرض عن طريق الغذاء. أما التركيزات الموجودة في الهواء، فمنخفضة، مع وجود تركيزات أعلى في نطاق الميكروغرام/م^3 بالقرب من مواقع الإنتاج. وقد استخدم المصاوغ المقرون (*cis*-isomer) من قبل كمخدر.

ولا يوجد ألا القليل من المعلومات حول امتصاص وتوزيع وإفراغ 2،1 ثنائي كلور الإيثين. وعلى أية حال، وقياساً على 1،1 ثنائي كلورو الإيثين، من المتوقع أن يكون هذا سريع الامتصاص وأن يكون موّزعاً في المقام الأول على الكبد والكلى والرئتين، كما يمكن أن يكون سريع الإفراغ. والمصاوغ المقرون أسرع استقلاباً من المصاوغ المفروق في نظم المختبر.

وكلا المصاوغين أبلغ أنهما يتسببان في مستويات زائدة من الفوسفاتاز القلوي الحلي في القوارض. وفي دراسة دامت ثلاثة أشهر، أجريت على الفئران التي أعطيت مصاوغاً مفروقاً في مياه الشرب أبْلغَ عن زيادة في الفوسفاتاز الصلية القلوية، وانخفاض أوزان التوتة والرئتين. كما أبلغ عن تأثيرات مناعية عابرة، لم تكن أهميتها السمية واضحة. كما تسبب 2،1 ثنائي كلور الإيثين المفروق في وجود أوزان كلوية منخفضة عند الجرذان، ولكن في حالة الجرعات الأعلى. ولا تتوافر سوى دراسة سمية واحدة على الجرذان فيما يخص المصاوغ المقرون، الذي أدى إلى تأثيرات سمية في الجرذان مشابهة في الارتفاع لتلك التأثيرات المحرضة بواسطة المصاوغ المفروق عند الفئران ولكن مع جرعات أعلى.

وهناك معطيات محدودة تشير إلى أن كلا المصاوغين قد يكون لهما بعض النشاط السامّ للجينات. ولا تتوفر معلومات حول السرطنة.

وقد استخدمت المعطيات الخاصة بالمصاوغ المفروق لحساب قيمة دلالية مشتركة لكلا المصاوغين لأن السمية الخاصة بالمصاوغ المفروق حدثت مع جرعة أدنى من الجرعة المستعملة مع المصاوغ المقرون ولأن المعطيات تشير إلى أن نوع الفأر أكثر حساسية من الجرذان. وبناء على ذلك استخدم مستوى للأثر الضائر يبلغ 17 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم مأخوذ من دراسة سمية للمصاوغ المفروق أجريت على الفئران لحساب قيمة دلالية. كما استخدم عامل ارتياب قدره 1000 (منها 100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغيرُ بين نوعين و10 لاحتمالات التسرطن) لاشتقاق مدخول يومي يمكن تحمّله قدره 17 مكروغرام/كغ من وزن الجسم، فأعطى قيمة دلالية قدرها 50 مكروغرام/لتر (رقم مدور) من أجل نسبة قدرها 10% من المدخول اليومي المكن تحمّله من مياه الشرب.

ثلاثي كلور الإيثين Trichloroethene

يستخدم ثلاثي كلور الإيثين بشكل رئيسي في التنظيف الجاف وعمليات إزالة الشحوم عن المعادن. وقد انخفض استعماله في البلدان الصناعية إلى حد كبير منذ عام 1970. ويتم إصداره بصورة رئيسية إلى الجو ولكن يمكن دخوله إلى المياه الجوفية والسطحية عن طريق الصبوبات الصناعية. ويتوقع أن يكون التعرض لثلاثي كلور الإيثين من الهواء أكبر من التعرض الناجم عن الطعام أو مياه الشرب. ويمكـن أن يتفكك ثلاثي كلـور الإيثين داخل المياه الجوفية اللاهوائية متحولاً إلى مركبات أخرى أكثر سُمِّية مثل كلوريد الفينيل.

وثلاثي كلور الإيثين سريع الامتصاص في الرئتين والقناة المعدية المعوية ويتوزع في كل الأنسجة. أما الاستقلاب عنـد الإنسان فيتراوح بين 40% و75% من ثلاثي كلـور الإيثين المحتبس. وتشمل المستقلبات البولية كلا من تريكلورو أسيتالدهيد والتريكلورو ايثانول وحمض التريكلورو أسيتيك، ويعتبر إيبوكسيد ثلاثي كلورو الإيثين المؤكسد التفاعلي (epoxid trichloroethene oxide) من الملامح الأساسية للسبيل الاستقلابي.

وقد صُنِّفَ ثلاثي كلور الإيثين من قبل الوكالة الدولية لأبحاث السرطان في الفئة 3. وتبين أنه يحرض أوراما رئوية وكبدية في ذراري مختلفة من الجرذان في حالة الجرعات السامة. ولا تتوافر على أية حال معطيات جازمة بأن هذه المادة الكيميائية تسبب السرطان في أنواع أخرى. ويعتبر ثلاثي كلور الإيثين مُطَـفِّراً ضعيف النشاط في الجراثيم والخميرة. ولذلك تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 23.8 مكروغرام/كغ من وزن الجسم (مع إدخال جرعات خمسة أيام في الأسبوع) بالحسبان، وبتطبيق عامل ارتياب قدره 3000 LOAEL مقداره 100 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم للتأثيرات الصغرى على وزن كبد نسبي خلال دراسة لمدة 6 أسابيع أجريت على الفئران. وكانت مكونات عامل الارتياب 100 للتغيير بين النوعين وضمن النوع الواحد، و10 لبينة السرطنة المحدودة، مع عامل إضافي قدره 3 نظرا لقصر مدة الدراسة الخصوصية واستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ. وتبلغ القيمة الدلالية المؤقتة المشتقة من المدخول اليومي الممكن تحمّله والمبني على أساس حصة 10% لمياه الشرب 70 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

رباعي كلور الإيثين Tetrachloroethene

كان رباعي كلور الإيثين يستخدم بشكل رئيسي مذيباً في صناعات التنظيف الجاف، وبدرجة أقل، مذيباً للشحوم. وهو واسع الانتشار في البيئة كما يوجد بمقادير زهيدة في المياه والكائنات الحية المائية المستوطن والمواد الغذائية والأنسجة البشرية. وتوجد أعلى المستويات البيئية رباعي كلور الإيثين في التنظيف الجاف التجاري وفي صناعة إزالة الشحوم عن المعادن. ويمكن أن تؤدي الانبعاثات أحيانا إلى تركيزات عالية منه في المياه الجوفية. كما يمكن أن يتدرّك رباعي كلور الإيثين في المياه الجوفية اللاهوائية إلى مركبات أكثر سمية بما في ذلك كلوريد الفينيل.

ويسبب رباعي كلور الإيثين في تركيزاته العالية خمود الجهاز العصبي المركزي. أما التركيزات المنخفضة منه فقد أُبْلِغ عن إضرارها بالكبد والكليتين.

وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان رباعي كلور الإيثين في المجموعة 2ب. وأبلغ عن تسببه في الأورام الكبدية في الفئران الذكور والإناث، مع بعض البينات على ابيضاض دم الخلية الوحيدة النواة عند ذكور وإناث الفئران والأورام الكلوية عند ذكور الجرذان. وتشير البينة الشاملة المستقاة من الدراسات المنفذة لتقييم السمية الجينية لرباعي كلور الإيثين بما في ذلك تحريض تكسير أحد طاقيْ الدنا، والطفرة في الخلايا الجنسية وحالات الزيغ الصبغي في المختبر، وفي الأحياء إلى أن رباعي كلور الإيثين ليس ساماً للجينات.

وبالنظر إلى البينة الشاملة الدالة على اللاسمية الجينية وبينة السبيل الاستقلابي القابل للإشباع والمؤدي إلى أورام كلوية عند الجرذان، سيكون من المناسب استخدام مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ مع عامل ارتياب مناسب. وأشارت دراسة تزقيم لمدة 6 أسابيع على الفئران الذكور ودراسة لمياه الشرب لمدة 90 يوما على الجرذان الذكور والإناث إلى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ للتأثيرات السامة للكبد مقداره 14 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وتم حساب المدخول اليومي الممكن تحمله فبلغ 14 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 إضافية من أجل كامن السرطنة). وبالنظر إلى قاعدة المعطيات حول رباعي كلور الإيثين والاعتبارات الخاصة بتطبيق الجرعة عن طريق مياه الشرب في إحدى الدراستين الحديثتين، ليس من الضروري تضمين عامل ارتياب إضافي ليعكس مدة الدراسة. وتبلغ القيمة الدلالية لرباعي كلورو الإيثين 40 مكروغرام/لتر (عدد مدور) لمساهمة من جهة مياه الشرب قدرها 10%.

الهيدروكربونات الأروماتية *Aromatic hydrocarbons*

البنزين **Benzene**

يستخدم البنزين بشكل رئيسي في إنتاج مواد كيميائية عضوية أخرى. وهو موجود في البترول وتشكل الانبعاثات الناتجة عن المركبات المصدر الأساسي لوجود البنزين في البيئة. ويمكن إدخال البنزين في المياه عن طريق الصبوبات الصناعية وتلوث الغلاف الجوي. أما تركيزاته في مياه الشرب فهي بوجه عام أقل من 5 مكروغرام/لتر.

ويؤثر التعرض البشري الحاد للتركيزات العالية من البنزين على الجهاز العصبي المركزي بشكل رئيسي. أما في حالة التركيزات المنخفضة منه، فهو سام للجهاز المكوّن للدم، إذ يسبب سلسلة متواصلة من التغييرات المتعلقة بالدمويات، بما في ذلك ابيضاض الدم. ونظراً لكونه مسرطن للإنسان، فقد صنفته الوكالة الدولية لأبحاث السرطان في المجموعة 1.

وتتماثل أشكال الشذوذ المتعلقة بالدمويات الملاحظة عند الإنسان مع نظائرها في أنواع الحيوانات التي تعرضت للبنزين. وتبين من خلال دراسات أجريت على الحيوانات أن البنزين مسرطن سواءً عن طريق الاستنشاق أو الابتلاع. وقد حرض أنواعاً عديدة من الأورام عند الجرذان والفئران في مقايسة حيوية للتسرطن أجريت لمدة سنتين بواسطة التزقيم مع زيت الذرة. ولم يتبيّن أن البنزين مُطفّر في المقايسات الجرثومية ولكن تبين أنه يسبب أشكالاً من الزيغ الصبغي في الأحياء، في عدد من الأنواع، بما في ذلك الإنسان. وأنه إيجابي في اختبار النواة الصغيرة الذي أجري على الفئران.

ونظراً للبيّنة التي لا لبس فيها على سرطنة البنزين للإنسان وحيوانـات المختبر وكذلك تأثيراته الصبغية الموثقة فقد استخدم استيفاء كمي للمخاطر لحساب مخاطر السرطان طيلة العمر وبالاعتماد على تقدير للمخاطر باستخدام المعطيات الخاصة بابيضـاض الدم المأخوذة من دراسات وبائية تتضمن التعرض عن طريق الاستنشاق، كانت نتيجة الحساب هي ارتباط تركيز من البنزين في مياه الشرب قدره 10 مكروغرام/لتر باحتمال خطر زيْد السرطان على مدى العمر قدره 10 .

ولا تتوفر معطيات حول مخاطر سرطنة البشر عن طريق ابتلاع البنزين، كما تم حساب تقديرات للمخاطر على أساس دراسة تزقيمّية لمدة سنتين على الجرذان والفئران. واستخدم نموذج الاستيفاء الخطيّ الصامد بسبب عدم التناسب الإحصائي بين بعض المعطيات وبين النموذج الخطي المتعدد المراحل. ويبلغ المجال المقدر لتركيزات البنزين في مياه الشرب ذات العلاقة بزيْد خطر السرطان على مدى العمر 10^{-5} على أساس ابيضـاض الدم واللمْفومات في الفئران الإناث وسرطانات الخلية الصدفيـة في الجـوف الفمـوي في الجـرذان الذكـور 10 ـ 80 مكروغرام/لتر. أما النهاية الدنيا من هذا التقدير فترتبط بالتقدير المشتق من المعطيات الوبائية التي شكلت أساس القيمة الدلالية السابقة والبالغة 10 مكروغرام/لتر والمرتبطـة بزيد احتمال خطر السرطان على مدى العمر بمقدار 10^{-5} . وعليه تم استبقاء القيمة الدلالية البالغة 10 مكروغرام/لتر لزيد احتمال خطر السرطان على مدى العمر بمقدار 10^{-5} .

التولوين Toluene

يستخدم التولوين بصورة رئيسية كمذيب، وفي خلط البنزين. وقد عُثر على تركيزات منه تبلغ بضعة مكروغرامات في اللتر في المياه السطحية والمياه الجوفية ومياه الشرب. ويمكن للانبعاثات النقطية أن تؤدي إلى تركيزات عالية منه في المياه الجوفية. ولكن التعرض الرئيسي يحدث عن طريق الهواء. ويزداد التعرض بالتدخين وفي حركة المرور.

ويتم امتصاص التولوين بشكل كامل من السبيل الهضمي ويتوزع بسرعة داخل الجسم مع تفضيله الأنسجة الشحمية. ويتم استقلاب التولوين بسرعة، وبعد الاقتران، يطرح في البول في الغالب.

وقد لوحظ في حالة التعرض المهني اعتلال الجهاز العصبي المركزي وتهيج في الأغشية المخاطية. أما السمية الفموية الحادة فمنخفضة. والتولوين يحدث تأثيرات سامة للمضغة والجنين، ولكن ليس هناك بيّنة واضحة على نشاطه الماسخ في الحيوانات المخبرية وفي الإنسان.

ولا تقدم الدراسات الطويلة الأمد على الاستنشاق عند الجرذان والفئران بيّنة على سرطنة التولوين. وقد كانت نتيجة اختبارات السمية للجينات في المختبر سلبية، بينما أظهرت مقايساته في الأحياء نتائج متضاربة فيما يتعلق بالزيغ الصبغي.

وتم اشتقاق المدخول اليومي الممكن تحمّله، فبلغ 223 مكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن تحمله للتأثيرات الهامشية السامة للكبد، وقدره 312 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة تزقيم لمدة 13 أسبوع على الفئران (تقديم الجرعة في 5 أيام في الأسبوع) ومع تطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لقصر مدة الدراسة. واستخدام مستوى الأثر الضائر

الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ). وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 700 مكروغرام/لتر (عدد مدور)، مع تخصيص 10% من الدخول اليومي المكن تحمّله لمياه الشرب. وتجدر الإشارة إلى أن هذه القيمة تتجاوز عتبة أدنى الروائح التي تم الإبلاغ عنها للتولوين في المياه (انظر الصفحة 132).

الزيلين Xylenes

يستخدم الزيلين في خلط البنزين ومذيباً ومتوسطاً كيميائياً. ويتم إطلاقه في البيئة على نطاق واسع عن طريق الهواء.

وقد أبلغ عن وجود تركيزات منه وصلت إلى 8 مكروغرام/لتر في المياه السطحية والمياه الجوفية ومياه الشرب. كما عُثر على مستويات تبلغ بضعة ميليغرامات في اللتر في المياه الجوفية الملوثة بواسطة الانبعاثات النقطية. ويأتي التعرض للزيلين في المقام الأول من الهواء ويزداد التعرض له بالتدخين.

ويتم امتصاص الزيلين بصورة سريعة عن طريق الاستنشاق. ولا توجد معطيات حول التعرض الفموي. ويتوزّع الزيلين بسرعة داخل الجسم، وعلى الأغلب في الأنسجة الشحمية. ويستقلب استقلاباً كاملاً تقريباً ويتم إفراغه في البول.

أما سمية الزيلين الحادة فمنخفضة ولم يُعثر على بينة مقنعة بصدد الإمساخ. ولم تظهر دراسات السرطنة الطويلة الأمد أي بينة على السرطنة. أمّا الاختبارات الخاصة بالتطفيرية فكانت سلبية في المختبر وفي الأحياء على حد سواء.

وقد تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمّله قدره 179 مكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ بلغ 250 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس وزن الجسم متناقص في دراسة تزقيم لمدة 103 أسابيع أجريت على الجرذان (إعطاء الجرعة في 5 أيام في الأسبوع)، مع تطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغيّر ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لنقطة النهاية السمومية المحدّدة). وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 500 مكروغرام/لتر (عدد مدور) مع تخصيص 10% من الدخول اليومي المكن تحمله لمياه الشرب. وهذه القيمة تتجاوز عتبة أدنى الروائح التي تم الإبلاغ عنها للزيلين في مياه الشرب (انظر الصفحة 132).

إثيل البنزين Ethylbenzene

تتمثل المصادر الأساسية لوجود إثيل البنزين في البيئة في الصناعة البترولية واستخدام منتجاتها.

ونظراً لخصائصه الفيزيائية والكيميائية يمكن توقّع وجود أكثر من 96% من إثيل البنزين الموجود في البيئة في هوائها. وتم الإبلاغ عن وجود قيم تصل إلى 26 مكروغرام/م^3 في الهواء. كما عثر عليه بمقادير زهيدة في المياه السطحية والجوفية وفي مياه الشرب والغذاء.

وإثيل البنزين سهل الامتصاص بالطريق الفموي أو الاستنشاق أو الطرق الجلدية. وقد أُبلغ عن إمكان تخزينه في الدهن عند الإنسان. ويتحول إثيل البنزين تحولاً كاملاً تقريباً إلى مستقلبات ذوّابة يتم إفراغها بسرعة في البول.

كما أن سميته الفموية الحادة منخفضة. ولا يمكن التوصل إلى نتائج حاسمة من معطيات الإمساخ المحدودة. كما لا تتوفر معطيات حول الإنجاب والسمية الطويلة الأمد أو السرطنة. ولم يظهر إثيل البنزين بيّنة على سمّيته للجينات في نظم المختبر أو الأحياء.

وتم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 97.1 مكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ قدره 136 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، وتم تصحيحه بحيث تكون الجرعات لمدة خمسة أيام في الأسبوع، على أساس سميته الكبدية وسميته للكليتين التي شوهدت خلال دراسة محدودة لمدة 6 شهور على الجرذان، مع تطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (منها 100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لقاعدة المعطيات المحدودة ومدة الدراسة القصيرة). وهذا بالتالي يعطي قيمة دلالية قدرها 300 مكروغرام/لتر (عدد مدور)، بتخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. وهذه القيمة تتجاوز أدنى عتبة لرائحة إثيل البنزين أبْلغ عنها في مياه الشرب (انظر الصفحة 132).

الستايرن Styrene

يوجد الستايرن، الذي يستخدم في المقام الأول في إنتاج البلاستيك والراتين، بمقادير زهيدة في المياه السطحية ومياه الشرب والغذاء. ويمكن أن تصل مستويات التعرض من جهة الهواء في المناطق الصناعية إلى بضع مئات من المكروغرامات في اليوم. ويمكن للتدخين أن يزيد التعرض اليومي إلى 10 أضعاف.

وبعد التعرض الفموي أو الاستنشاق، يتم امتصاص الستايرن بسرعة ويتوزع على نطاق واسع داخل الجسم، مع تفضيله مداخر الشحم. ويتم استقلابه إلى أكسيد الستايرن المتوسط النشيط 7،8 المقترن مع الغلوتاثيون أو يتابع استقلابه ويتم إفراغ المستقلبات بسرعة وبصورة كاملة تقريباً في البول.

ويتميز الستايرن بانخفاض سميته الحادة. وفي حالة التعرض المهني، يمكن أن يحدث تهيج في الأغشية المخاطية وخمود في الجهاز العصبي المركزي مع إمكان حدوث تسمم كبدي. وقد لوحظ، في دراسات قصيرة الأمد للسمية أجريت على الجرذان وجود اعتلال في نشاط ناقلة الغلوتاثيون وانخفاض تركيزات الغلوتاثيون.

وفي الاختبارات في المختبر، تبين أن الستايرن لا يكون مطفّراً إلاّ في حالة وجود التنشيط الاستقلابي. كما لوحظت حالات زيغ صبغي من خلال دراسات في المختبر وفي الأحياء. وكان معظمها في حالة الجرعات العالية من الستايرن. ويعتبر أكسيد الستايرن المتوسط المتفاعل 7،8 مطفراً مباشر الفعل.

وفي دراسات طويلة الأمد، زاد الستايرن المأخوذ عن طريق الفم بجرعات عالية من وقوع أورام رئوية عند الفئران ولكن لم يكن له تأثير مسرطن في الجرذان. وكان أوكسيد الستايرن 7،8 مسرطناً في الجرذان بعد إعطائه عن طريق الفم. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان الستايرن في المجموعة 2ب. وتشير المعطيات المتوافرة إلى أن سرطنة الستايرن تنجم عن التحميل الزائد لآلية إزالة السمية لأكسيد الستايرن 7،8 (مثل نفاذ الغلوتاثيون).

وقد تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 7،7 مكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 7،7 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، في

دراسة لمياه الشرب لمدة سنتين أجريت على الجرذان، مع تطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 للسرطنة والسمية للجينات لأكسيد الستايرن المتوسط المتفاعل 7، 8). وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 20 مكروغرام/لتر (عدد مدور) بتخصيص 10% من الدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب وتجدر الإشارة إلى أنه يمكن للستايرن أن يؤثر على مقبولية مياه الشرب عند هذا التركيز (انظر الصفحة 133).

الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى Polynuclear aromatic hydrocarbons

لقد تم استعراف عدد كبير من الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى (PAHs) من مصادر شتى للاحتراق والتحلل بالحرارة في البيئة. والمصدر الرئيسي لتعرض الإنسان للهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى هو الغذاء، إذ تقتصر إسهاماتها على مقادير صغرى.

ولا يتوافر إلاّ القليل من المعلومات حول سمية الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى عن طريق الفم وخصوصاً بعد التعرض الطويل الأمد. وقد تبيّن أن البنزوبيرين الذي يشكل جزءاً صغيراً من إجمالي الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى مسرطن في الفئران بالطريق الفموي، كما تبيّن أن بعض مركبات الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى مسرطنة بالطريق اللافموي. وتم تحديد مركبات أخرى منها بأنها ذات سرطنة منخفضة الاحتمال كما تبين أن البنزوبيرين مُطَفِّرٌ في عدد من القايسات في المختبر وفي الأحياء.

ولا تتوافر المعطيات الوافية التي يمكن أن يبنى عليها التقدير الكمي لسرطنة الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى المأخوذة عن طريق الفم إلاّ فيما يخص البنزوبيرين الذي يبدو أنه مسرطن محلي من حيث كونه يحرض الأورام في موقع إعطاء الجرعة. وقد أسفر تقديم جرعات من البنزوبيرين في النظام الغذائي للجرذان عن وقوع متزايد في أورام في المعدة الأمامية. ولم يكن من الممكن، نظراً للبروتوكول غير المألوف المتبع خلال هذه الدراسة. والذي تضمن طُرُزاً متغيرة من الجرعات وأعمار الحيوانات التجريبية استيفاء هذه المعطيات بدقة باستخدام النموذج المحوَّل إلى الخطيّ والمتعدد المراحل والمطبق عادة في اشتقاق هذه القيم الدلالية لمياه الشرب. وعلى أية حال، فقد تم تنفيذ تقييم كمي للمخاطر باستخدام نموذج طفرة الولادة والوفاة ذي المرحلتين. وكانت القيمة الدلالية الناتجة من أجل البنزوبيرين في مياه الشرب الموازية لزيَد احتمال خطر السرطان على مدى العمر بمقدار 10 هي 0.7 مكروغرام/لتر.

وهناك بعض المعطيات غير الكافية لاشتقاق دلائل مياه الشرب من أجل هيدروكربونات أخرى أروماتية متعددة النواة. وعلى كل حال، فقد وضعت التوصيات التالية من أجل مجموعة الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى:

- نظرا للارتباط الوثيق بين الأجسام الصلبة المعلقة وبين الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى، سوف يضمن تطبيق المعالجة، عند الضرورة، من أجل تحقيق مستوى العكر الموصى به خفض مستويات الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى إلى الحد الأدنى.
- لا يجوز أن يحدث تلوث للمياه بالهيدروكربونات الأروماتية خلال عملية معالجة المياه أو توزيعها ولذلك يجب وقف استخدام قار الفحم والمواد المشابهة لبطانات

الأنابيب والمواد المغلّفة في صهاريج التخزين. ومن المسلّم به أنه قد يكون من غير العملي إزالة بطانات قار الفحم من الأنابيب الموجودة. وعلى كل حال ينبغي إجراء البحوث حول طرق خفض انتقاذ الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى من مواد التبطين إلى أدنى حد ممكن.

- يوصى، من أجل رصد مستويات الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى، باستخدام عدة مركبات نوعية لتكون بمثابة مؤشرات على المجموعة بأكملها. وسوف يختلف اختيار المركبات الدالّة من حالة لأخرى. ولابد من رصد مستويات الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى بشكل منتظم لتحديد المستويات الأساسية التي يمكن أن يُبنى عليها تقييم أي تبدلات طارئة. لكي يكون من الممكن اتخاذ الإجراء العلاجي إذا دعت الضرورة.
- أما في الحالات التي يكون فيها تلوث مياه الشرب بالهيدروكربونات الأروماتية قد حدث بالفعل، فيجب استعراف المركبات النوعية الموجودة ومصدر التلوث نظراً لاختلاف احتمالات السرطنة بمركبات الهيدروكربونات الأروماتية المتعددة النوى.

البنزين المكلـور *Chlorinated benzenes*

أحادي كلور البنزين Monochlorobenzene

يعتقد بأن سبب انطلاق أحادي كلور البنزين (MCB) في البيئة ينجم بصورة رئيسية عن الفقد الحاصل أثناء التطاير والمرتبط باستخدامه كمذيب في تركيبات مبيدات الهوام واستخدامه عاملاً لإزالة الشحوم وعن غير ذلك من التطبيقات الصناعية الأخرى. وربما كان الهواء المصدر الرئيسي لتعرُّض الإنسان.

وتعتبر السمية الحادة لأحادي كلور البنزين منخفضة. إلا أن التعرض الفموي لجرعات عالية منه يؤثر بصورة رئيسية على الكبد والكلى والنظام المكوِّن للدم. وهناك بينة محدودة على سرطنته لذكور الجرذان، وتزيد الجرعات العالية من حدوث عقيدات ورمية في الكبد. وتشير أغلبية البيِّنات إلى أن أحادي كلور البنزين غير مُطفِّر. وعلى الرغم من أنه يرتبط مع الدنا في الأحياء فإن مستوى الارتباط يظل منخفضاً.

وقد تم حساب المدخول اليومي الممكن تحمّله، فبلغ 85.7 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 500 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و5 لمحدودية بينة السرطنة) على مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 60 مغ/كغ من وزن الجسم للعقيدات الورمية التي تم استعرافها في دراسة لمدة سنتين على الجرذان مع جرعات تعطى في 5 أيام في الأسبوع بالتزقيم. وهذا يعطي قيمة دلالية مقدارها 300 مكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص 10% من المدخول اليومي المكن تحمّله لمياه الشرب. وعلى كل حال، فهذه القيمة تتجاوز بكثير أدنى عتبة تم الإبلاغ عنها بصدد الرائحة والطعم في حالة وجود أحادي كلور البنزين في المياه (انظر الصفحة 133).

ثنائي كلور البنزين Dichlorobenzenes

يستخدم ثنائي كلور البنزين (DCBs) على نطاق واسع في الصناعة والمنتجات المنزلية مثل عوامل تتنيع الروائح، ومواد الأصبغة الكيميائية ومبيدات الهوام والمصدر الغالب لتعرض الإنسان هو الهواء والطعام.

2.1 ثنائي كلور البنزين *1,2-Dichlorobenzene*

وهو منخفض السمية الحادة في حالة التعرض الفموي. أما في حالة التعرض الفموي لجرعات عالية منه فإنه يؤثر بشكل رئيسي على الكبد والكلى. ويشير توازن الدلائل إلى أن ثنائي كلور البنزين 1،2 (1,2-DCB) غير سام للجينات، وليس هناك بينة على سرطنته في القوارض.

وقد تم حساب المدخول اليومي الممكن تحمُّله فبلغ 429 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بالنسبة لثنائي كلور البنزين 2.1 بتطبيق عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير ضمن نوعين) على مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ يبلغ 60 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل التنكس الأنبوبي في الكلى الذي تم استعرافه في دراسة لمدة سنتين بترقيم الجرذان في 5 أيام في الأسبوع. وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 1000 مكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص 10 % من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب. وهذه القيمة تتجاوز بكثير أدنى عتبة تم الإبلاغ عنها بصدد الرائحة لثنائي كلور البنزين 2.1 في المياه (انظر الصفحة 133).

3.1 ثنائي كلور البنزين *1,3-Dichlorobenzene*

لا تتوافر معطيات سمومية كافية حول هذا المركب تسمح باقتراح قيمة دلالية، ولكن تجدر الإشارة إلى أنه نادر الوجود في مياه الشرب.

4.1 ثنائي كلور البنزين *1,4-Dichlorobenzene*

تنخفض السمية الحادة، ولكن هناك بينة تدل على أنه يزيد من وقوع الأورام الكلوية عند الجرذان وكذلك الأورام الغدية والسرطانات المتعلقة بالخلايا الكبدية عند الفئران بعد التعرض الطويل الأمد. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان ثنائي كلور البنزين 4.1 في المجموعة 2ب.

وهو لا يعتبر ساماً للجينات، كما أن علاقة الإنسان بالأورام المشاهدة عند الحيوانات أمر مشكوك فيه. وعليه يصح حساب القيمة الدلالية له باستخدام طريقة المدخول اليومي الممكن تحمله. وقدره 107 مكروغرام/لتر من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين النوعين و10 نظرا لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ ولأن نقطة النهاية السمية هي السرطنة) على مستوى للأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته وقدره 150 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. للتأثيرات الكلوية التي تم استعرافها خلال دراسة لمدة سنتين (تقديم الجرعات في 5 أيام من الأسبوع). واقترحت قيمة دلالية قدرها 300 مكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله

لمياه الشرب. وهذه القيمة تتجاوز بكثير أدنى عتبة تم الإبلاغ عنها بصدد رائحة ثنائي كلور البنزين 1،4 في مياه الشرب (انظر الصفحة 133).

ثلاثي كلور البنزين Trichlorobenzenes

يحدث انطلاق ثلاثي كلور البنزين (TCBs) في البيئة من خلال صناعته واستخدامه كمادة من المواد الكيميائية الصناعية ومتوسط كيميائي ومذيب. ويوجد في مياه الشرب ولكن من النادر أن تتجاوز مستوياته 1 مكروغرام/لتر. وينجم تعرض عامة السكان بصورة رئيسية عن الغذاء.

أما سميته الحادة فمعتدلة. وبعد التعرض الفموي الطويل الأمد، تظهر على الصاوغات الثلاثة جميعها تأثيرات سمية متماثلة وخاصة على الكبد. ولم تنفذ دراسات طويلة الأمد على السمية والسرطنة فيما يخص الطريق الفموي، إلا أن المعطيات المتوافرة تشير إلى أن جميع الصاوغات الثلاثة ليست سامة للجينات.

وقد تم حساب الدخول اليومي الذي يمكن تحمله فبلغ 7.7 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين النوعين و10 لقصر مدة الدراسة) على مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 7.7 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل السمية الكبدية التي تم استعرافها في دراسة لمدة 13 أسبوع أجريت على الجرذان. وستكون القيمة الدلالية 20 مكروغرام/لتر (عدد مدور) لكل مصاوغ مبنية على أساس تخصيص 10% من الدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب،. ونظرا للتشابه في سمية مصاوغات ثلاثي كلور البنزين، اقترحت قيمة دلالية قدرها 20 مكروغرام/لتر لإجمالي ثلاثي كلور البنزين. وهذه القيمة تتجاوز أدنى عتبة رائحة تم الإبلاغ عنها في مياه الشرب (انظر الصفحة 133).

المكونات العضوية المتنوعة *Miscellaneous organic constituents*

ثنائي الأديبات (2 ـ إيثيلكسيل) Di(2-ethylhexyl)adipate

يستخدم ثنائي الأديبات (2 ـ إيثيلكسيل) بشكل رئيسي في صناعة الراتين التركيبي مثل الكلوريد المتعدد الفينيل (PVC). ونظرا لاستخدامها في طبقات الكلوريد المتعدد الفينيل. يعتبر الغذاء، هو المصدر الأكثر أهمية بالنسبة للتعرض البشري (إذ يصل إلى 20 مغ/يوم). والتقارير الخاصة بوجود ثنائي الأديبات (2 ـ إيثيلكسيل) في المياه السطحية وفي مياه الشرب نادرة، غير أنه تم استعرافه أحيانا في مياه الشرب بمستويات تبلغ بضع مكروغرامات في اللتر.

وتعتبر ثنائي الأديبات (2 ـ إيثيلكسيل) ذو سمية منخفضة قصيرة الأمد، إلا أن مستوياته في النظام الغذائي إذا زادت على 6000 مغ/كغ من الطعام تحرض تكاثر البيروكسي في كبد القوارض. وهذا التأثير يرتبط في كثير من الأحيان بنشوء الأورام الكبدية. وقد حرض ثنائي الأديبات (2 ـ إيثيلكسيل) الأورام السرطانية لدى إناث الفئران في جرعاته العالية جدا ولكنه لم يفعل ذلك في ذكور الفئران أو الجرذان. وهو غير سام للجينات. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان ثنائي الأديبات (2 ـ إيثيلكسيل) في المجموعة 3.

وعلى الرغم من أن ثنائي الأديبات (2 ـ إيثيلكسيل) غير سام للجينات في الفئران فإن شاكلة السمية وفقد التطفيرية فيه يدعمان استخدام طريقة المدخول اليومي الممكن تحمّله لوضع قيمة دلالية له في مياه الشرب. وقد تم حساب مدخول يومي يمكن احتماله قدره 280 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 100 (للتغيُّر ضمن النوع الواحد وبين نوعين) على أدنى مستوى للأثر الضائر غير المُلاحظ في حالة ثنائي الأديبات (2 ـ إيثيلكسيل) وقدره 28 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس السمية للجنين عند الجرذان. أما القيمة الدلالية فهي 80 مكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص 1% للمدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب.

ثنائي الفثالات (2 ـ إيثيلكسيل) Di(2-ethylhexyl)phthalate

يستخدم ثنائي الفثالات (2 ـ إيثيلكسيل) بصورة رئيسية كملدن. ويوجد في المياه السطحية والمياه الجوفية ومياه الشرب بتركيزات تبلغ بضع مكروغرامات في اللتر. أما في المياه السطحية والمياه الجوفية الملوثة فقد أُبلغ عن وجود تركيزات بمئات المكروغرامات في اللتر الواحد.

وتظل معْولية بعض المعطيات المتعلقة بعينات المياه البيئية موضع شك بسبب التلوث الثانوي الحاصل أثناء جمع العينات وإجراءات المزج. هذا وقد أُبلغ عن وجود تركيزات تتجاوز الذوبانية بعشرة أضعاف.

ويتباين التعرض بين فرد وآخر نظراً لاتساع نطاق المنتجات التي تتضمن ثنائي الفثالات (2 ـ إيثيلكسيل). وبوجه عام، سيظل الغذاء هو الطريق الرئيسي للتعرض.

ويتم امتصاص ثنائي الفثالات (2 ـ إيثيلكسيل) بسرعة في الجرذان عن طريق السبيل المعدي المعوي. أما عند القدْمات (بما في ذلك الإنسان)، فيكون الامتصاص بطيئاً بعد تناولها. وقد لوحظ أيضاً فروق في الأنواع فيما يتعلق بالشاكلة الاستقلابية. فمعظم الأنواع كفرع الاستر الأحادي المقترن في البول. وعلى كل حال تفرغ الجرذان نواتج الأكسدة المُطرافية. وتتوزع ثنائي الفثالات (2 ـ إيثيلكسيل) على نطاق واسع داخل الجسم مع ارتفاع مستوياتها إلى أقصى الحدود في الكبد والنسيج الشحمي من دون أن يظهر لها تراكم معتد.

أما سمّيتها الفموية الحادة فمنخفضة. كما أن أكثر التأثيرات لفتاً للنظر في دراسات السمية القصيرة الأمد هي انتشار البيروكسيات الكبدية التي يدل عليها نشاط الأنزيم البيروكسي المتزايد والتغييرات الهيستوباثولوجية. وتشير المعلومات المتوافرة إلى أن القدْمات، بما فيها الإنسان، أقل حساسية بكثير لهذا التأثير، من القوارض.

وقد عُثر، في دراسات سرطنة فموية طويلة الأمد على سرطانات كبدية الخلايا في الجرذان والفئران. واستنتجت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان أن ثنائي الفثالات (2 ـ إيثيلكسيل) مسرطنة محتملة للإنسان (المجموعة 2ب). وفي عام 1988، قامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية بتقييم ثنائي الفثالات (2 ـ إيثيلكسيل) وأوصت بخفض التعرض البشري لهذا المركب في الغذاء إلى أدنى مستوى يمكن الوصول إليه. ورأت اللجنة أن هذا يمكن تحقيقه باستخدام ملدنات بديلة أو بدائل عن المواد البلاستيكية المحتوية على ثنائي الفثالات (2 ـ إيثيلكسيل).

ولم تظهر ثنائي الفثالات (2 ـ إيثيلكسيل) ومستقلباتها في دراسات شتى، أجريت في المختبر. وفي الأحياء، بيّنةً على سُمّيّتها للجينات باستثناء تحريض اختلال الصيغة الصبغية والتحوّل الخلوي.

وبالاستناد إلى غياب البينة على السمية للجينات والعلاقة التي أشير إليها بين التكاثر المطوّل للبيروكسيات الكبدية وحدوث السرطانات الكبدية الخلايا، تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله باستخدام أدنى درجة لمستوى الأثر الضائر غير الملاحظ وقدرها 2.5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس التكاثر البيروكسي في كبد الجرذان. وعلى الرغم من أن آلية تحريض الورم الكبدي الخلايا ليست محسوسة بصورة كاملة فإن استخدام مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ المشتق من الأنواع الأكثر حساسية بكثير فيما يخص نقطة النهاية الحساسة بوجه خاص للتكاثر البيروكسي يبرر استخدام عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين). وعليه يكون المدخول اليومي الممكن تحمله 25 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وهذا يعطي قيمة دلالية قدرها 8 مكروغرام/لتر (عدد مدور) مع تخصيص 1% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب.

الأكريلاميد Acrylamide

يظهر متبقي موجود الأكريلاميد في مُخثّرات البولي أكريلاميد المستخدمة في معالجة مياه الشرب. وبوجه عام تظل الجرعة القصوى المرخصة من المكاثير 1 مغ/لتر. وفي حالة وجود محتوى من المواحيد قدره 0.05% فإن هذا يوازي تركيزاً نظرياً أقصى قدره 0.5 مكروغرام/لتر من الموحود في المياه. ويمكن أن تقل التركيزات العملية عن ذلك بعامل اثنين إلى ثلاثة. وهذا ينطبق على البولي أكريلاميدات الأنيونية وغير الأنيونية، إلا أن المستويات التبقّية من البولي أكريلاميد الهابطي يمكن أن تكون أعلى وتستخدم البولي أكريلاميدات أيضاً كعوامل تجصيص عند إنشاء خزانات مياه الشرب والآبار. كما يمكن أن ينجم التعرض البشري الإضافي عن الغذاء بسبب استخدام البولي أكريلاميد في معالجة الغذاء.

ويتم امتصاص الأكريلاميد بسهولة بعد ابتلاعه في السبيل المعدي المعوي ويتوزع على نطاق واسع في سوائل الجسم. ويمكن للأكريلاميد أن يخترق المشيمة وهو سام للأعصاب ويؤثر على الخلايا الجنسية ويسبب اعتلال الوظيفة الإنجابية.

كان الأكريلاميد في مقايسات التطفيرية سلبياً في اختبار آمز (Ames) إلا أنه حرض الطفرات الجينية في خلايا الثدييات والزيغ الصبغي في المختبر وفي الأحياء. وفي دراسة سرطانية طويلة الأمد أجريت على الجرذان المعرضة عن طريق مياه الشرب، حرّض الأكريلاميد الأورام الصفنية وأورام الغدة الدرقية والكظرية في الذكور كما حرّض الأورام الثديية والدرقية والرحمية عند الإناث. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان الأكريلاميد في المجموعة 2ب.

وبالاستناد إلى المعلومات المتوافرة، تم استنتاج أن الأكريلاميد مسرطن سام للجينات. وعليه نفذت عملية تقييم للمخاطر باستخدام أسلوب اللاعتبة.

وعلى أساس الأورام الثديية والدرقية والرحمية التي لوحظت مجتمعة في إناث الجرذان من خلال دراسة لمياه الشرب واستخدام نموذج خطي متعدد المراحل قُدرت قيمة دلالية قدرها 0.5 مكروغرام/لتر ترتبط بتزيد احتمال خطر السرطان على مدى العمر بمقدار 10^{-5}

ومن أهم مصادر تلوث مياه الشرب بالأكريلاميد استخدام مسبِّبات التندُّف البولي أكريلاميدية التي تحتوي على متبقيْ موحود الأكريلاميد. وعلى الرغم من أن مستوى التقدير الكمي العملي للأكريلاميد هو عادة من رتبة 1 مكروغرام/لتر، فمن الممكن التحكم في تركيزاته داخل مياه الشرب بواسطة المنتج وتحديد مواصفات الجرعة.

الايبيكلوروهيدرين Epichlorohydrin

يستخدم الايبيكلوروهيدرين (ECH) لصناعة الغليسيرول، والرتينات الإيبوكسية غير المعدلة ولا تتوافر معطيات كمية حول وجوده في الطعام أو في مياه الشرب. إلا أنه يَتحَلمه في الأوساط المائية.

ويتم امتصاص الايبيكلوروهيدرين بسرعة وعلى نحو شامل بعد التعرض عن طريق الفم أو الاستنشاق أو عن طريق الجلد. ويرتبط بسهولة مع المكونات الخلوية.

أما آثاره السمية الرئيسية فهي التهيج الموضعي والأضرار التي تلحق بالجهاز العصبي المركزي. وهو يحرض سرطانات الخلية الحرشفية في جوف الأنف من خلال الاستنشاق ويحرض أورام المعدة الأمامية بالطريق الفموي. كما تبين أنه سام للجينات في المختبر وفي الأحياء. وعليه صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان الايبيكلوروهيدرين في المجموعة 2أ.

وعلى الرغم من أن الايبيكلوروهيدرين مسرطن سام للجينات فقد اعتبر استخدام النموذج الطولي المتعدد المراحل لتقدير مخاطر السرطان غير وافٍ بالغرض لأن الأورام لا تلاحظ إلا في مواقع إعطاء الجرعات، حيث يكون الايبيكلوروهيدرين مهيجاً بدرجة عالية.

وعليه تم حساب مدخول يومي يمكن تحمّله وقدره 0,143 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 10 000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته، بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ و10 تعكس السرطنة) على مستوى للأثر الضائر الذي يمكن ملاحظته، قدره 2 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم بالنسبة لفرط تنسج المعدة الأمامية في دراسة دامت سنتين على الجرذان بواسطة التزقيم (إعطاء الجرعة 5 أيام في الأسبوع). وهذا يعطي قيمة دلالية مؤقتة قدرها 0,4 مكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمّله لمياه الشرب. أما مستوى التقدير الكميّ العملي للإيبيكلوروهيدرين فهو 30 مكروغرام/لتر، ولكن يمكن التحكم في تركيزاته الموجودة في مياه الشرب عن طريق تحديد مواصفات محتوى الإيبيكلوروهيدرين في النواتج المتصلة به.

سداسي الكلوروبوتادين Hexachlorobutadiene

يستخدم سداسي الكلوروبوتادين مذيباً في إنتاج غاز الكلور ومبيداً للهوام ومتوسطاً في صناعة المركبات المطاطية ومُزلِّقاً. وقد أُبْلغ عن وجود تركيزات منه تصل إلى 6 مكروغرام/لتر في صبوبات معامل الصناعات الكيميائية. كما لوحظ وجوده في الهواء والغذاء.

وهو سهل الامتصاص والاستقلاب عن طريق الاقتران بالغلوتاثيون. ويمكن لهذا المتقارن أن يستقلب بعد ذلك إلى مشتق سام للكليتين.

وقد لوحظت الأورام الكلوية في دراسة فموية طويلة الأمد أجريت على الجرذان. ولم يثبت أن سداسي الكلوروبوتادين مسرطن من خلال طرق التعرض الأخرى. وصنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان سداسي الكلوروبوتادين في المجموعة 3. وتم الحصول على نتائج

إيجابية وسلبية بصدد سداسي الكلوروبوتـادين مـن المقايسات الجرثومية بخصوص الطفرة النقطية. وعلى أية حال، فقد أعطت معظم المستقلبات نتائج إيجابية.

وبالاستناد إلى المعلومات الاستقلابية والسمومية المتوافرة اعتـبر أسـلوب المدخـول اليومـي المكن تحمله ملائماً إلى أقصى الحدود لاشتقاق قيمة دلالية. وعليه تم حساب مدخول يومـي يمكن تحمُّله قدره 0,2 مكر وغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قـدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لمحدودية البيّنـة علـى السرطنة والسمية للجينات في بعض المستقلبات) على مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ يبلغ 0,2 مـغ/كـغ مـن وزن الجسم في اليوم للسّمية للكليتين خلال دراسة تغذية لمدة سنتين أجريت على الجـرذان. وهذا يعطي قيمة دلاليـة قدرهـا 0,6 مكروغـرام/لـتر علـى أسـاس تخصيـص نسـبة 10% مـن الدخول اليومي المكن تحمله لمياه الشرب. أما التقدير الكمي العملي لسداسي الكلوروبوتادين فيبلغ مرتبة 2 مكروغرام/لتر، ولكن يمكن التحكم في التركيزات الموجودة منه في مياه الشـرب من خلال تحديد نوعية محتوى سداسـي الكلوروبوتادين في المنتجات ذات الاحتكاك به.

حمض الايديتيك Edetic acid

يستخدم حمض الايديتيك (ethylenediaminetetraacetic acid; EDTA) وأملاحه في العديد مـن العمليات الصناعية كالمنتجات المنزلية والمضافات الغذائيـة. كما يـستعمل كعقار في معالجـة الاستخلاب. وهو بطيء التدرُّك وهناك انطلاقات كبيرة منـه في البيئـة المائيـة. وقـد سـجلت مستوياته في المياه الطبيعية التي بلغت 0,9 مغ/لتر إلا أنها عادة دون 0,1 مغ/لتر.

وتعتبر قاعدة معطيات السمية الخاصة بحمض الايديتيك قديمـة نسبياً، أما الدراسـات على الحيوانات المخبرية فهي معقـدة لأن حمـض الايديتيـك يشكل معقدات مـع الزنـك في السبيل الهضمي. وحمض الايديتيك بطـيء الامتصـاص ويعتـبر منخفـض الـسمية. لا تتوافـر معلومات عن تطفيريته ولكن هناك معطيات محـدودة فقط حـول الـسرطنة. وفي عـام 1973، اقترحت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمـة الصحـة العالميـة حـول مضافات الأغذية مدخولاً يومياً مقبولاً من إيديتات ثنائي صوديوم الكلسيوم كمضـاف غذائـي قدره 2,5 مغ/كغ من وزن الجسم (1,9 مغ/كغ من وزن الجسـم في صورة الحمض الحر). وعلى أية حال فقد أوصت لجنة الخـبراء المذكـورة آنفاً بعدم تـرك ايديتات الصوديـوم لتبقـى في الطعام.

وتم إدخال عامل ارتياب إضـافي قـدره 10 ليعكـس حقيقـة أن المدخـول اليومـي المقبـول المقترح من قبل اللجنة المذكورة لم يؤخذ بعـين الاعتبـار منـذ عـام 1973 وليعكـس القلـق إزاء تعقّد الزنك معطياً بذلك مدخولاً يومياً يمكن تحمّله يبلغ 190 مكروغرام/كغ من وزن الجسـم. وبالنظر إلى إمكانية تعقد الزنك، اشتقت قيمة دلالية مؤقتة بافتراض استهلاك لتر واحد من الماء من قبل طفل وزنه 10 كغ. وعليه تكون القيمة الدلالية 200 مكروغرام/لتر (عدد مـدوّر)، بتخصيص 10% من الدخول اليومي المكن تحمله لمياه الشرب.

حمض ثلاثي الأسيتيك النتريلي Nitrilotriacetic acid

يستخدم حمض ثلاثي الأسيتيك النتريلي (NTA) بصورة رئيسية في منظفات الملابس بدلاً من النوسفات وفي معالجة مراجل المياه لمنع تراكم القلَس المعدني. ولا تتجاوز تركيزاته في مياه الشرب في العادة بضع ميكروغرامات باللتر.

ولا يتم استقلابه في الحيوانات ويتم التخلص منه بسرعة على الرغم من إمكان استبقاء القليل منه في العظام. وهو منخفض السمية الحادة بالنسبة للحيوانات ولكن تبين أنه يسبب الأورام الكلوية في القوارض بعد التعرض الطويل الأمد لجرعات عالية منه. وقد صنفت الوكالة الدولية لأبحاث السرطان حمض ثلاثي الاسيتيك النتريلي في المجموعة 2ب. وهو غير سام للجينات ويُعتقد أن تحريضه للأورام ناجم عن سميته للخلايا الناتجة عن استخلاب الهوابط الثنائية التكافؤ (chelation of divalent cations) مثل الزنك والكلس في السبيل البولي مما يؤدي إلى تطور فرط التنسج ومن ثم إلى تكون الورم.

ولمّا كان حمض ثلاثي الأسيتيك النتريلي غير سام للجينات ولا يحدث الأورام إلا بعد التعرض الطويل لجرعات أعلى من تلك التي تسبب سمّية للكلية فقد حددت القيمة الدلالية باستخدام أسلوب الدخول اليومي المكن تحمّله. وعليه تم حساب مدخول يومي يمكن تحمّله قدره 10 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير بين النوعين والتغير ضمن النوع الواحد و10 لاحتمال السرطنة في حالة الجرعات العالية) على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ وقدره 10 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم لدراسة دامت عامين أجريت على الجرذان حول التهاب الكلية والكُلاء. وبالنظر إلى عدم وجود تعرض جوهري من مصادر أخرى، فقد تم تخصيص 50% من الدخول اليومي المكن تحمله لمياه الشرب مما يؤدي إلى قيمة دلالية قدرها 200 مكروغرام/لتر (رقم مدور).

مركبات القصدير العضوية Organotins

تتألف مجموعة المواد الكيميائية المعروفة باسم مركبات القصدير العضوية من عدد كبير من المركبات ذات الخصائص والتطبيقات المختلفة. والمركبات المزدوجة الاستبدال هي الأوسع استخداماً من بين مجموعة مركبات القصدير العضوية تستخدم مُثبّتات في البلاستيك بما في ذلك أنابيب المياه المصنوعة من عديد الفاينيل كلوريد وكذلك المركبات الثلاثية التبادل التي تستخدم على نطاق واسع كمبيدات للأحياء.

مركبات القصدير الثنائية الألكيل *Dialkyltins*

تعتبر المركبات المزدوجة الاستبدال التي يمكن أن ترشح من أنابيب المياه المصنوعة من عديد الفاينيل كلوريد بعد فترة قصيرة من التركيب بمثابة ذيفانات مناعية في المقام الأول على الرغم من أنها تبدو ذات سمية عامة منخفضة. والمعطيات المتوافرة لا تكفي لاقتراح قيمة دلالية لكل مركب من مركبات القصدير الثنائية الألكيل على حدة.

أكسيد القصدير الثلاثي البوتيل *Tributyltin oxide*

يستخدم أكسيد القصدير الثلاثي البوتيل (TBTO) على نطاق واسع كمبيد للأحياء في حوافظ الخشب والدهانات المقاومة للتعفن. وهو شديد السمية للحياة المائية ويجرى خفض استعماله في بعض البلدان. ولا تتوافر سوى معطيات محدودة حول التعرض له، ولا يُرجَح التعرض له من طريق الغذاء، باستثناء أغذية بحرية معينة.

وأكسيد القصدير الثلاثي البوتيل غير سام للجينات. وقد أبلغ عن دراسة سرطنة واحدة لوحظت فيها تغييرات ورمية في الغدد الصم إلا أن أهمية هذه التغييرات اعتبرت مشكوكاً فيها. ويبدو أن النقطة النهائية الأكثر حساسية هي السمية المناعية في حالة وجود أدنى

مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ وقدره 0,025 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة تغذية مدتها 17 شهراً أجريت على الجرذان حول كبت المقاومة للدودة المسودة (الشعرينة الحلزونية). ولا تتضح أهمية هذه النتيجة بالنسبة للإنسان كل الوضوح إلا أن هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ متسق، ضمن إطار التسلسل الترتيبي للمقدار مع المستويات الأخرى للأثر الضائر غير الملاحظ الخاصة بالسمية الطويلة الأمد.

وقد تم حساب الدخول اليومي الممكن تحمله قدره 0,25 مكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم بتطبيق عامل ارتياب قدره 100 (للتغير بين النوعين وضمن النوع الواحد) مع مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 0,025 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم لكبت المقاومة للدودة الشعرينة الحلزونية. وتبلغ القيمة الدلالية لأكسيد القصدير الثلاثي البوتيل 2 مكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس حصة قدرها 20% من الدخول اليومي الممكن تحمّله لمياه الشرب.

وقاعدة المعطيات الخاصة بسمية مركبات القصدير العضوية الأخرى الثلاثية التبادل إما محدودة أو قديمة. ولذلك فقد رؤي أنه من غير المناسب اقتراح قيم دلالية لهذه المركبات

3 ـ 6 ـ 3 مبيدات الهوام

من المسلم به أن انحلال نواتج تدرُّك مبيدات الهوام يمكن أن يسّبب مشكلة في مياه الشرب. وعلى كل حال ففي كثير من الحالات لم تؤخذ سميات نواتج التدرُّك هذه بعين الاعتبار في هذه الدلائل لعدم كفاية المعطيات حول هويتها ووجودها ونشاطها البيولوجي.

الآلاكلور Alachlor

الآلاكلور مبيد للأعشاب يستخدم قبل وبعد انتاش البذور ويستخدم لمكافحة الأعشاب السنوية والكثير من الأعشاب العريضة الأوراق في الذرة وغيرها من المحاصيل. ويفقد من التربة بشكل رئيسي عن طريق التطاير والتدرُّك الضوئي والتدرُّك العضوي. وقد تم استعراف الكثير من نواتج تدرُّك الآلاكلور في التربة. وتم الكشف عنه في المياه السطحية والجوفية كما تم الكشف عنه أيضاً في مياه الشرب بمستويات أقل من 2 مكروغرام/لتر.

بناءاً على المعطيات التجريبية المتوافرة اعتبرت سمية الآلاكلور للجينات ملتبسة. ولكن تبيَن أن أحد مستقلباته مُطفِّر. وتشير المعطيات المتوافرة المستمدة من دراستين على الجرذان، بوضوح، إلى أن الآلاكلور مسرطن، يسبب أوراماً حميدة وخبيثة في المحارة الأنفية وأوراماً خبيثة في المعدة وأوراماً حميدة في الدرقية.

واستناداً لمعطيات السرطنة، تم حساب قيمة دلالية بتطبيق النموذج المحوّل الخطي المتعدد المراحل على المعطيات الخاصة بحدوث الأورام الأنفية عند الجرذان. وعلى هذا فالقيمة الدلالية في مياه الشرب المناسبة لمخاطر السرطان الزائدة على مدى العمر ومقدارها 10^{-5} . تبلغ 20 مكروغرام/لتر.

الآلديكارب Aldicarb

الآلديكارب مبيد هوام مجموعي يستخدم في مكافحة الدودة المسودة الموجودة في التربة والحشرات والسوس الموجود على أنواع شتى من المحاصيل. وهو ذوّاب جداً في الماء ومتحرك

بدرجة عالية داخل التربة، ويتدرك بصورة رئيسية عن طريق التدرك البيولوجي والحلمهة، ويستمر أسابيعاً أو شهوراً . وقد عثر عليه مراراً كملوث، في المياه الجوفية.

والآلديكارب من أشهر مبيدات الهوام المستخدمة الآن سمية على الرغم من أن التأثير السمي الوحيد الملاحظ على الدوام في حالة كل من الجرعات الطويلة الأمد والجرعة الوحيدة هو تثبيط استراز الأسيتيل كولين. كما يستقلب إلى سلفوكسيد وسلفون.

ويشير رجحان البينة إلى أن الآلديكارب غير سام للجينات أو مسرطن. وانتهت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان إلى أن الآلديكارب غير قابل للتصنيف فيما يتعلق بسرطنته (المجموعة 3).

ومن أجل اشتقاق دلائل لمياه الشرب، استخدمت دراسة مدتها 29 يوماً أجريت على الجرذان أعطي فيها مزيج 1:1 من سلفوكسيد الآلديكارب وسولفون الآلديكارب في مياه الشرب (النسبة التي يشيع وجودها في مياه الشرب). وكان مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ 0.4 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس تثبيط استراز الأسيتيل كولين. وجرى تطبيق عامل ارتياب قدره 100 (للتغير بين النوعين والتغير ضمن النوع الواحد) فنتج عن ذلك مدخول يومي يمكن تحمله قدره 4 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. ولم تخصص حصة لفترة الدراسة القصيرة نظراً للحساسية الفائقة وسرعة الانعكاس في النقطة النهائية البيولوجية. وتبلغ القيمة الدلالية 10 مكروغرام/لتر (عدد مدور) مع افتراض تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب.

الألدرين وثنائي الألدرين Aldrin and dieldrin

الألدرين وثنائي الألدرين مبيدا هوام مكلوران يستعملان ضد الحشرات التي تعيش في التربة ولحماية الخشب أما ثنائي الألدرين فيستعمل ضد الحشرات ذات الأهمية بالنسبة للصحة العامة. ويرتبط المركبان بعلاقة وثيقة فيما يخص السموميات وطرز الفعل. ويتحول الألدرين بسرعة إلى ثنائي الألدرين في معظم الظروف البيئية وفي الجسم. وثنائي الألدرين من مركبات الكلور العضوي العالي الاستدامة ذو التحرك المنخفض داخل التربة ويمكن أن يتبدد في الجو. وأحياناً يُعثر عليه في المياه. والتعرض للألدرين وثنائي الألدرين عن طريق النظام الغذائي منخفض جدا وهو آخذ في التناقص. وفي مطلع السبعينات عمدت بعض البلدان إلى حظر استخدام كلا المركبين أو تقييد استخدامهما بقيود صارمة وخصوصاً في الزراعة.

وكلا المركبين سامّان بدرجة عالية لحيوانات التجربة كما حدثت حالات من التسمم في الإنسان. وللألدرين وثنائي الألدرين أكثر من آلية في سمّيته. أما الأعضاء المستهدفة فهي الجهاز العصبي المركزي والكبد. وقد أظهرت الدراسات الطويلة الأمد أن ثنائي الألدرين قد تسبب في أورام في الجنسين لذريتين من الفئران. ولم يسبب زيادة في الأورام عند الجرذان ولا يبدو أنه سام للجينات.

وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان كلاً من الألدرين وثنائي الألدرين في المجموعة 3. وقد رؤي أن جميع المعلومات المتوافرة حول الألدرين وثنائي الألدرين إذا أخذت معاً، بما في ذلك الدراسات على الإنسان، تعزز وجهة النظر القائلة لأغراض عملية أن هاتين المادتين الكيميائيتين لا تسهمان إلا إسهاما بالغ الضآلة في وقوع سرطانات للإنسان. وقد لا تسهمان البتة وعليه، يمكن استخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله لحساب قيمة دلالية.

وفي عام 1977 أوصت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مبيدات الهوام بمدخول يومي يمكن تحمله قدره 0.1 مكروغرام/كغ من وزن الجسم (إجمالي مشترك الألدرين وثنائي الألدرين) واستند هذا إلى مستويات للأثر الضائر غير الملاحظ قدرها 1 مغ/كغ من النظام الغذائي عند الكلاب و0,5 مغ/كغ من النظام الغذائي عند الجرذان. وهي معادلة لـ 0,025 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في كلا النوعين. وطبقت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام عامل ارتياب قدره 250 على أساس المخاوف المتعلقة بالسرطنة التي لوحظت عند الجرذان.

وقد تم تأكيد هذا الدخول اليومي المقبول مرة ثانية. وعلى الرغم من تناقص مستويات الألدرين وثنائي الألدرين في الغذاء، ويظل ثنائي الألدرين عالي الاستدامة يتراكم في أنسجة الجسم. وهناك أيضاً احتمال للتعرض من جو المنازل نتيجة استخدامها هذا المبيد لمكافحة النمل الأبيض. وعليه تكون القيمة الدلالية على أساس تخصيص 1% من الدخول اليومي الممكن تحمّله لمياه الشرب مما يؤدي إلى قيمة قدرها 0.03 مكروغرام/لتر.

الأترازين Atrazine

الأترازين مبيد للأعشاب اختياري يستخدم قبل وبعد إنتاش البذور. وقد عُثر عليه في المياه السطحية والجوفية نتيجةً لحركته داخل التربة. وهو ثابت نسبياً في التربة والبيئات المائية مع نصف عمر يعدّ بالأشهر ولكنه يتدرّك بواسطة التحلل الضوئي والتدرك الكروبي داخل التربة.

ويشير رجحان البينة من طائفة واسعة التنوّع من القايسات الخاصة بالسمية للجينات إلى أن الأترازين غير سام للجينات. وهناك بينة على أن الأترازين يمكن أن يحرض الأورام الثديية عند الجرذان.

ومن المحتمل كثيراً أنّ لا تكون آلية هذه العملية سامة للجينات. ولم تلاحظ أي زيادة هامة في تكُّون الأورام عند الفئران. وقد قررت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان أنه ليس هناك دليل كاف في الإنسان وأن هناك دليلا محدوداً لدى حيوانات التجربة حول سرطنة الأترازين (المجموعة 2ب).

وعليه يمكن استخدام أسلوب الدخول اليومي الممكن تحمله لحساب قيمة دلالية. وبالاستناد إلى مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ قدره 0.5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة حول السرْطنة في الجرذان وإلى عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير بين النوعين والتغير ضمن النوع الواحد و10 لتعكس تكون الأورام)، تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله قدره 0.5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تصبح القيمة الدلالية 2 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

البنتازون Bentazone

البنتازون مبيد للأعشاب واسع الطيف يستخدم لأنواع شتى من المحاصيل. ويتدرك بالضوء داخل التربة وفي المياه ولكنه متحرك للغاية في التربة وذو استدامة معتدلة في البيئة. وقد عُثر عليه في المياه الجوفية ويتميز بألفة عالية لحجرة المياه.

لم تشر الدراسات الطويلة الأمد على الجرذان والفئران إلى احتمال سرطنة كما أشار مقايسات شتى في المختبر وفي الأحياء إلى أن البنتازون غير سام للجينات. وفي عام 1991 قيّمت في الاجتماع المشترك حول مبيدات الهوام بين منظمتي الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية البنتازون وأثبتت مدخولاً يوميا يمكن تحمّله قدره 0,1 مغ/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 100 على مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ يبلغ 10 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، على أساس التأثيرات الدموية في حالة الجرعات العالية، مشتقا من دراسة غذائية لمدة سنتين على الجرذان تدعمها مستويات للأثر الضائر غير الملاحظ في الفئران والكلاب. ولإدخال أوجه الارتياب المتعلقة بالتعرّض من خلال النظام الغذائي في الحسبان، خصّصت نسبة 1% من المدخول اليومي المقبول لمياه الشرب، فأدى ذلك إلى قيمة دلالية قدرها 30 مكروغرام/لتر.

الكاربوفوران Carbofuran

الكاربوفوران مبيد مجموعي للحلم ومبيد للحشرات ومبيد للمسودات. يمكن أن يتعرّض للتدرك الضوئي أو التدرك الكيميائي والمكروبي. وهو متحرك ومستديم بما يكفي للارتشاح من التربة وقد عثر عليه في المياه الجوفية بمستويات نموذجية تبلغ 1 ـ 5 مكروغرام/لتر.

وبالاستناد إلى دراسة لمدة عام أجريت على الكلاب، تم اشتقاق مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ فكان قدره 0.5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وبلغ مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ الخاص بالتأثيرات المجموعية في السدود من خلال دراسة مسخيّة على الفئران، 0.1 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وبالاستناد إلى الدراسات المتوافرة لم يظهر أن الكاربوفوران مسرطن أو سام للجينات.

والتظاهرات السريرية للتسمم بالكاربوفوران تشبه تلك الناتجة عن التسمم بالفوسفور العضوي. وتدل المعطيات المتوافرة حول الإنسان على أنه في الوقت الذي لوحظت فيه العلامات السريرية لتثبيط إستراز الأسيتيل كولين بعد جرعة وحيدة تبلغ 0.10 مغ/كغ من وزن الجسم كانت تغيب في حالة وجود نسبة 0.05 مغ/كغ من وزن الجسم. وعليه يمكن اعتبار هذا المستوى الأخير بمثابة مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ عند الإنسان.

وقد تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله قدره 1,67 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 30 (10 للتغير بين النوعين والتغير ضمن النوع الواحد و3 لمنحنى الاستجابة للجرعة الشديد الانحدار) على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ، البالغ قدره 0,05 مغ/كغ من وزن الجسم في الإنسان. وقد عززت هذا المدخول اليومي المكن تحمّله المشاهدات في حيوانات التجربة مع إعطائها هامش سلامة مناسباً لمستويات الأثر الضائر غير الملاحظ في الجرذان والكلاب. ويؤدي تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي المكن تحمله لمياه الشرب إلى قيمة قدرها 5 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

الكلوردين Chlordane

الكلوردين مبيد للحشرات واسع الطيف استخدم منذ عام 1947. وقد تم تقييد استخدامه مؤخرا في كثير من البلدان حيث يستخدم في المقام الأول لمكافحة النمل الأبيض بحقن التربة تحت سطح الأرض.

والكلوردين مزيج من المتصاوغات الفراغية بأشكالها القرونة والفروقة. وهو شديد المقاومة للتدرك ومتوقف جداً في التربة وضعيف الانتقال جداً إلى المياه الجوفية حيث لا يُعثر عليه إلا نادراً. ويتبدد في الجو بسرعة وسهولة.

وقد تبين من خلال حيوانات التجارب، أن التعرض الطويل عن طريق النظام الغذائي يلحق الضرر بالكبد. كما أنه يحدث الأورام الكبدية في الفئران، إلا أن رجحان البينة يشير إلى أنه غير سام للجينات. ويمكن للكلوردين أن يتداخل مع تواصل الخلية داخل المختبر، وهذا من خصائص العديد من المواد الفاقمة للأورام.

وقامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان بإعادة تقييم الكلوردين في عام 1991 وانتهت إلى عدم وجود دليل كاف على سرطنته في الإنسان ودليل كاف على سرطنته في الحيوانات وصنفته في المجموعة 2ب.

وقامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام بإعادة تقييم الكلوردين في عام 1986 وأثبتت مدخولاً يومياً مقبولاً قدره 0,5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 100 على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ البالغ 0,05 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم مشتق من دراسة غذائية طويلة الأمد على الجرذان.

وعلى الرغم من انخفاض مستويات الكلوردين في الطعام، فهو يظل عالي الاستدامة كما ينطوي على كامن عال للتراكم الحيوي. وبتخصيص حصة قدرها 1% من المدخول اليومي المقبول المحدد من قبل لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام لمياه الشرب نحصل على قيمة دلالية قدرها 0.2 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

الكلوروتولورون Chlorotoluron

الكلوروتولورون مبيد للأعشاب قبل أو بعد الإنتاش ويتدرك حيوياً ببطء ويتحرك داخل التربة. وقد تم الكشف عنه في مياه الشرب بتركيزات أقل من 1 مكروغرام/لتر ولا يوجد هناك سوى تعرض محدود جداً من خلال الطعام لهذا المركب.

والكلوروتولورون ذو سمية منخفضة في حالة التعرض الحاد الطويل الأمد والقصير الأمد عند الحيوانات، ولكن لوحظ أنه يسبب زيادة في الأورام الغدية وسرطانات الكلى عند ذكور الفئران التي تلقت جرعات عالية منه على مدى سنتين ولم يظهر الكلوروتولورون أو مستقلباته بينة على سميته للجينات.

وبناء على ذلك، تم حساب قيمة دلالية للكلوروتولورون باستخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله. وطبق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير بين النوعين والتغير ضمن النوع الواحد و10 لدليل السرطنة) على مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 11.3 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم خلال دراسة غذائية لمدة سنتين على الفئران. فأدى ذلك إلى مدخول يومي يمكن تحمله قدره 11.3 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. ويؤدي تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب إلى قيمة دلالية قدرها 30 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

الد.د.ت DDT

تسمح تركيبة الد.د.ت بالعديد من الأشكال التصاوغية المختلفة. وتتألف المنتجات التجارية في الغالب من بارا الد.د.ت. وعلى الرغم من فرض قيود على استعمال الد.د.ت في بعض البلدان أو حظره مازال يستعمل على نطاق واسع في أماكن أخرى في مجال الزراعة ومكافحة نواقل الجراثيم. وهو مبيد حشرات مستديم وثابت في معظم الظروف البيئية، ويتميز الد.د.ت وبعض مستقلباته بمقاومة للانحلال الكامل بواسطة المكروبات الموجودة في التربة.

ويمكن امتصاص الد.د.ت ومستقلباته بجرعات صغيرة امتصاصاً كاملاً تقريباً عند ابتلاعه أو استنشاقه من قبل الإنسان حيث تختزن في الأنسجة الشحمية والحليب.

وانتهت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان إلى أنه ليس هناك بينة كافية حول الإنسان، في حين يتوافر بينة كافية في حيوانات التجارب بخصوص سرطنة الد.د.ت (المجموعة 2ب) وذلك على أساس الأورام الكبدية المشاهدة في الجرذان والفئران. وفضلاً عن ذلك قررت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان أن الفئران حساسة بوجه خاص للد.د.ت نظراً لخصائصها الجينية والاستقلابية. وفي معظم الدراسات لم تحرض الد.د.ت تأثيرات سامة للجينات في أجهزة الخلايا في الإنسان أو القوارض ولم تكن مُطفِّرة في الفطريات أو الجراثيم. وأدى الد.د.ت إلى علة في التوالد في العديد من الأنواع.

وقد تم اشتقاق قيمة دلالية من مدخول يومي مقبول قدره 0.02 مغ/كغ من وزن الجسم موصى به من قبل لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام في عام 1984، بالاستناد إلى مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ قدره 6.25 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم عند الجرذان. و10 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم عند القرود و0.25 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم عند الإنسان. أمّا بالنسبة للبالغين، فيوفر هذا المدخول اليومي المقبول هامش سلامة مقداره 500 ضعف لمستوى الأثر الضائر غير اللاحظ البالغ 10 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم وهو المستوى الذي وجد في دراسة في القرود.

ونظراً لإمكانية تعرض الرضع وكذلك الأطفال لمقادير أكبر من المواد الكيميائية بالقياس إلى وزن أجسامهم، ونظراً للمخاوف المتعلقة بالتراكم الحيوي للد.د.ت، تم حساب القيمة الدلالية على أساس طفل وزنه 10 كغ يتناول لتراً واحداً من الماء باليوم. وبالإضافة إلى ذلك، ونظراً لوجود طرق للتعرض إلى الد.د.ت غير الماء، فقد تم اختيار حصة مقدارها 1% من المدخول اليومي المقبول لمياه الشرب. وهذا يؤدي إلى قيمة دلالية للد.د.ت ومستقلباته في مياه الشرب قدرها 2 مكروغرام/لتر.

وتتجاوز هذه القيمة الدلالية ذوبانيّة الد.د.ت في الماء البالغة 1 مكروغرام/لتر. ويمكن أن يتم امتصاص جزء من الد.د.ت فوق القدر الضئيل من المواد الجسيماتية الموجودة في مياه الشرب وبالتالي يمكن الوصول إلى القيمة الدلالية البالغة 2 مكروغرام/لتر في ظروف معينة.

يجب التأكيد على أن القيمة الدلالية الموصى بها لمادة الد.د.ت في مياه الشرب إنما تم تحديدها عند مستوى يؤمن الحماية لصحة الإنسان كما هو الحال بالنسبة لجميع مبيدات الهوام، وقد لا تكون مناسبة لحماية البيئة أو الحياة المائية. على أن فوائد استخدام الد.د.ت في الملاريا وغيرها من برامج مكافحة النواقل ترجح كفتها كثيراً على أي مخاطر صحية ناتجة عن وجود الد.د.ت في مياه الشرب.

2،1 ثنائي برومو ـ 3 كلورو بروبان 1,2-Dibromo-3-chloropropane

يعتبر 2،1 ثنائي برومو ـ 3 كلورو بروبان (DBCP) مستدخلة للتربة تتميز بذوبانيتها العالية في المياه. وله عتبة رائحة وطعم في المياه تبلغ 10 مكروغرام/لتر. وثمة مسح محدود عثر على هذه المادة على مستويات تصل إلى بضع مكروغرامات في اللتر في مياه الشرب. كما تم الكشف عنها أيضاً في الخضار المزروعة في التربة المعالجة كما تم الكشف عن مستويات منخفضة منها في الهواء.

وعلى أساس معطيات حيوانية مستمدة من ذراري مختلفة من الجرذان والفئران، تقرّر أن هذه المادة مسرطنة لكلا الجنسين بالطريق الفموي وبالاستنشاق وعن طريق الجلد. كما تقرّر أنه سام توالدي في الإنسان وفي العديد من أنواع الحيوانات المخبرية. كما تبين أنه سام للجينات من خلال أغلب القايسات في المختبر والأحياء. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان الـ DBCP في المجموعة 2ب بالاستناد إلى بينـة كافية على سرطنته للحيوانات. وتشير البينة الوبائية الحديثة إلى زيادة في وفيات السرطان في الأفراد المعرَّضين لمستويات عالية من الـ DBCP.

وتم تطبيق النموذج المحوَّل إلى الخطـي، والمتعدد المراحل على المعطيات حول وقوع الأورام المعدية والكلوية والكبدية عند ذكور الجرذان من خلال دراسة غذائية لمدة 104 أسابيع. ويبلغ التركيز في مياه الشرب المتعلق بزيادة خطر السرطان على مدى العمر 10^{-5} 1 مكروغرام/لتر. ويفترض أن تكون القيمة الدلالية البالغة 1 مكروغرام/لتر واقية من السمية التوالدية الناشئة عن هذه المادة. أما بالنسبة لإمدادات المياه الملوثة، فيتطلب الأمر معالجة شاملة (وهذا يعني تجريد الهواء الذي يتبعه الامتصاص بواسطة الكربون المنشَّط الحبيبي) لخفض مستوى الـ DBCP إلى مستوى القيمة الدلالية.

4،2 ديكلورو فينوكسي اسيتيك أسيد (2،4 د) 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D)

يستخدم (2،4د) كمبيد كلوروفينوكسي للأعشاب ويستخدم كثيراً في مكافحة الأعشاب الضارة العريضة الأوراق. ويتراوح نصف العمر بالنسبة للتدرك الحيوي في التربة بين عدة أيام و6 أسابيع، بينما يتراوح نصف العمر في المياه بين أسبوع وعدة أسابيع. وتشير معطيات الرصد المحدودة إلى أن مستوياته في مياه الشرب لا تتجاوز عادة بضعة مكروغرامات في اللتر الواحد. وهو نادر الوجود في الغذاء.

وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان مبيدات أعشاب الكلوروفينوكسي في المجموعة 2ب. وعلى الرغم من أن دراسة واحدة في الإنسان كان فيها اتجاه هام من الوجهة الخافوية من حيث فرط الخطر من ورم لمفي غير مرتبط بداء هودجكن مع زيادة مدة التعرض لمبيدات أعشاب الكلوروفينوكسي، فليس من الممكن تقييم احتمال السرطنة من جراء (2،4 ـ د) في ذاته على أساس المعطيات الوبائية المتوافرة. وقد أبلغ عن زيادة مرتبطة بالجرعة في وقوع الورم النجمي الدماغي في دراسة على السرطنة في الجرذان. وعلى أية حال، فقد اعتبرت هذه الدراسة ذات قيمة محدودة بالنسبة لتقييم السرطنة، أن الـ (2،4 ـ د) غير سام للجينات في العدد المحدود من الدراسات التي أجريت.

ولما كانت المعطيات الخاصة بسرطنة هذه المادة غير وافية وكان من غير الثابت أن الـ (2،4 ـ د) سام للجينات، فقد تم اشتقاق قيمة دلالية باستخدام أسلوب المدخول اليومي

الممكن تحمُّله من أجل نقاط نهائية سمية أخرى. ورؤي أن مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ الخاص بالتأثيرات على الكليتين في دراسة لمدة سنتين في الجرذان والفئران يبلغ 1 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وتم تطبيق عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين النوعين) على هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ مما أدى إلى مدخول يومي يمكن تحمُّله قدره 10 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. ورؤي أن استخدام عامل ارتياب إضافي من أجل السرطنة غير ضروري مادام هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ يوفر هامش سلامة كافيا فيما يتعلق بأدنى جرعة كانت مرتبطة بزيادة الأورام الدماغية عند الجرذان. وتبلغ القيمة الدلالية على أساس تخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب 30 مكروغرام/لتر.

1، 2 ثنائي الكلوروبروبان 1,2-Dichloropropane

ويعرف أيضاً باسم ديكلوريد البروبيلين، ويستخدم في المقام الأول كوسيط كيميائي وكانساً للرصاص من أجل السوائل المانعة للخبط، وفي التنظيف الجاف ومذيباً مزيلاً لشحوم المعادن ومستدخناً. وبالنظر إلى ذوبانيته يمكن أن يلوث المياه على الرغم من الضغط العالي لبخاره.

ولا تتوافر سوى قاعدة معطيات محدودة نسبياً حول سمية 1، 2 ثنائي الكلوروبروبان، ولكن تبين أنه مطفر من خلال بعض القايسات القصيرة الأمد في المختبر.

وعندما أعطي عن طريق الفم أحدث زيادة كبيرة من الناحية الإحصائية في وقوع أورام غدية كبدية خلوية وسرطانات في كلا جنسي الفئران. وكانت هناك بينة هامشية على سرطنته في إناث الجرذان. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان 1، 2 ثنائي الكلوروبروبان في المجموعة 3.

وقد تم اشتقاق قيمة دلالية باستخدام أسلوب المدخول اليومي الممكن تحمله. وتم استعراف مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته وقدره 100 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس أنواع شتى من التأثيرات المجموعية في دراسات فموية دامت 13 أسبوعاً أجريت على الجرذان (إعطاء الجرعة 5 أيام في الأسبوع). وتم حساب المدخول اليومي الذي يمكن تحمله فبلغ 7.14 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 10.000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين النوعين و10 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ و10 لتعكس البينة المحدودة على السرطنة في الحيوان وقواعد معطيات السمية المحدودة وخصوصاً من أجل الدراسات الخاصة بالتوالد). وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب ـ تصبح القيمة الدلالية المؤقتة هي 20 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

1، 3 ثنائي الكلوروبروبان 1,3-Dichloropropane

لهذه المادة استعمالات صناعية متعددة ويمكن العثور عليها كملوثة لمستدخنات التربة المحتوية على 1، 3 ثنائي الكلوروبروبان. وهي نادرة الوجود في المياه. ولها سمية منخفضة الحدّة. وهناك ما يشير إلى أنها قد تكون سامة للجينات في الأجهزة الجرثومية. وكان من المتعذر تحديد موقع في المراجع لمعطيات طويلة الأمد أو قصيرة الأمد أو توالدية تنشؤية سمية

وثيقة الصلة بالتعرض عن طريق مياه الشرب في النشرات. واعتبرت المعطيات المتوافرة غير كافية لاتخاذ توصية بقيمة دلالية.

3،1 ثنائي الكلوروبروبين 1,3-Dichloropropene

هو مستدخن للتربة، ويتألف الناتج التجاري منه من مزيج من الصاوغات المقرونة والمفروقة ويستخدم لمكافحة مجموعة كبيرة متنوعة من هوّام التربة وخصوصاً الدودة المسودة في التربة الرملية.

وعلى الرغم من ضغط بخاره المرتفع فهو ذوّاب في الماء عند مستوى غرام باللتر ويمكن أن يعتبر ملوثاً محتملاً للمياه.

تبين أن الـ 1،3 ثنائي الكلوروبروبين مطفر ذو مفعول مباشر يؤدي إلى أورام المعدة الأمامية بعد التعرض لتزقيم فموي طويل الأمد في الجرذان والفئران. كما عثر على الأورام في المثانة والرئتين في إناث الفئران وأورام الكبد عند ذكور الجرذان. وانتهت الدراسات الطويلة الأمد على الاستنشاق عند الجرذان إلى نتيجة سلبية، بينما أفادت التقارير عن دراسات استنشاق على الفئران وجود بعض الأورام الحميدة في الرئة. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان 1،3 ثنائي الكلوروبروبين في المجموعة 2ب.

بالاستناد إلى ملاحظة أورام الرئة والمثانة في إناث الفئران من خلال دراسة تزقيم لمدة سنتين واستعمال النموذج المحوّل إلى الصيغة الخطية والتعدد المراحل، قدرت قيمة دلالية مناسبة لفرط خطر السرطان على مدى العمر البالغ 10 قدرها 20 مكروغرام/لتر.

ثنائي بروميد الإيثيلين Ethylene dibromide (EDB)

يعرف ثنائي بروميد الإيثيلين بـ 1،2 ثنائي البروميثان ويستخدم كمضاف نشيط في البنزين المحتوي على الرصاص، ومستدخناً مبيداً للحشرات ومادة كيميائية صناعية.

وهو يتدرك بالضوء مع فترة استدامة قصيرة في الهواء؛ ولكن يمكن أن يستديم أكثر من ذلك في الحجرات البيئية الأخرى. وهو طيار، إلا أن ذوبانيّته ومقاومته للتدرك تجعلان من هذه المادة الكيميائية ملوثاً محتملاً للمياه الجوفية.

ويعتبر عاملاً مؤلكلاً ثنائي الوظيفة يحرض أنواعاً شتى من التأثيرات بما في ذلك التأثيرات التوالدية الذكرية. وقامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان بإعادة تقييم المعطيات حول ثنائي بروميد الإيثيلين في عام 1987 وقررت أن بيّنة السرطنة عند الإنسان غير كافية إلا أن المعطيات الخاصة بالحيوان كانت كافية لإثبات السرطنة ووضع ثنائي بروميد الإيثيلين في المجموعة 2أ. كما تبين أنه سام للجينات في كل من مقايسات المختبر والأحياء.

وعلى الرغم من أنه يظهر مسرطناً ساماً للجينات فإن الدراسات المتوافرة حتى الآن تعد غير كافية لعمل استقراء رياضي للمخاطر. وعليه لم يجر اشتقاق قيمة دلالية لثنائي بروميد الإيثيلين ويجب إعادة تقييم ثنائي بروميد الإيثيلين بمجرد توافر معطيات جديدة.

سباعي الكلور وإيبوكسيد سباعي الكلور Heptachlor and Heptachlor epoxide

سباعي الكلور مبيد حشري واسع الطيف، حظر استعماله أو فرضت عليه قيود في كثير من البلدان. ويظل استخدامه الرئيسي في الوقت الحالي لمكافحة النمل الأبيض عن طريق الحقن تحت السطح داخل التربة.

ويتميز سباعي الكلور باستدامته البالغة داخل التربة، حيث يتحول بصورة رئيسية إلى إيبوكسدة. كما أن إيبوكسيد سباعي الكلور مقاوم عنيد للمزيد من التدرك. ويرتبط سباعي الكلور وإيبوكسيد سباعي الكلور بجسيمات التربة. ويهاجر ببطء شديد. وقد عُثر على كل منهما في مياه الشرب بمستويات نانوغرامات في اللتر الواحد. ويمثل النظام الغذائي المصدر الرئيسي للتعرض لسباعي الكلور، على الرغم من أن مدخوله آخذ في التناقص.

وقد ارتبط التعرض الطويل لسباعي الكلور بالأضرار الكبدية وسمية الجهاز العصبي المركزي.

وقامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان بمراجعة المعطيات حول سباعي الكلور وانتهت إلى أن البينة على السرطنة كانت كافية في الحيوانات وغير كافية في الإنسان، وصنفته في المجموعة 2ب.

تم أعادت تقييم سباعي الكلور في مناسبات عديدة وفي عام 1991 أقرّت مدخولاً يومياً مقبولاً قدره 0,1 مكروغرام/كغ من وزن الجسم على أساس مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ يبلغ 0,025 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من خلال دراستين على الكلاب تتضمن عامل ارتياب قدره 200 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و2 لعدم كفاية قاعدة المعطيات، وبتخصيص حصة قدرها 1% للمدخول اليومي المقبول من مياه الشرب، نظراً لكون الغذاء هو المصدر الرئيسي للتعرض، تصبح القيمة الدلالية 0,03 مكروغرام/لتر.

سداسي الكلوروبنزين Hexachlorobenzene

استخدم سداسي الكلوروبنزين (HCB) مبيداً فطرياً انتقائياً، إلا أن استعماله في الوقت الحاضر غير شائع. وهو منتج ثانوي لعدة عمليات كيميائية ويمثل شائبة في بعض مبيدات الهوام. ويتم امتزازه بسرعة عن طريق التربة والثفالات وله نصف عمر يقاس بالسنوات. وهو ملوث واسع الانتشار ويتبدد بسرعة وسهولة في الجو. كما أنه مقاوم للتدرك وينطوي على كامن عال للتراكم وهو يتراكم في أنسجة الكائنات الحية المائية والترابية.

ويعتبر الغذاء المصدر الرئيسي للتلوث بسداسي الكلوروبنزين. كما يمكن للتلوث الجوي أن يسهم أيضاً بمدخوله في الإنسان. ولم يُعثر على سداسي الكلوروبنزين في مياه الشرب.

وفي عام 1987، قامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان بمراجعة المعطيات حول سرطنة سداسي الكلوروبنزين وصنفته في المجموعة 2ب. وبما أنه ثبت تحريضه للأورام في ثلاثة أنواع من الحيوانات وفي مجموعة متنوعة من المواقع، فقد تم استخدام نموذج استقراء القيمة المحول إلى الصيغة الخطية للجرعة المنخفضة لحساب القيمة الدلالية. واستناداً إلى الأورام الكبدية المُلاحَظة عند إناث الجرذان في دراسة غذائية لمدة سنتين وتطبيق النموذج المحول إلى الصيغة الخطية والمتعدد المراحل، فقد تم حساب قيمة دلالية لمياه الشرب قدرها 1 مكروغرام/لتر مناسبة لفرط خطر التعرض للسرطان على مدى العمر البالغ 10^{-5}.

الإيزوبروتورون Isoproturon

الإيزوبروتورون مبيد انتقائي عام للأعشاب يستخدم في مكافحة الأعشاب السنوية والأعشاب الضارة العريضة الأوراق في الحبوب. ويمكن أن يتدرّك بالضوء وينحّل بالماء كما يتدرّك حيوياً ويدوم من أيام إلى أسابيع. وهو متحرك في التربة وقد كُشِفَ عن وجوده في المياه السطحية والجوفية. وهناك بينة على انخفاض التعرض لهذا المركب عن طريق الغذاء.

والإيزوبروتورون ذو درجة سمية منخفضة الحدّة وتتراوح هذه الدرجة المنخفضة والمعتدلة عند التعرض الطويل الأمد أو القصير الأمد. وهو لا يتميّز بنشاط سام للجينات إلا أنه يسبب تحريضاً إنزيمياً متميزاً وتضخماً كبدياً. وتسبب الإيزوبروتورون في زيادة الأورام في الخلايا الكبدية عند ذكور وإناث الجرذان ولكن هذا لم يكن جلياً إلا في حالات الجرعات التي تسببت أيضاً في تسمم الكبد. ويبدو أنه أقرب إلى أن يكون معرضاً للأورام منه إلى أن يكون مسرطناً كاملاً.

واعتماداً على هذا التقييم، سيكون من المناسب اشتقاق قيمة دلالية لحساب مدخول يومي يمكن تحمّله باستخدام عامل ارتياب. وقد بلغت مستويات الأثر الضائر غير الملاحظ من خلال دراسة لمدة 90 يوماً أجريت على الكلاب ودراسة تغذية لمدة سنتين على الجرذان، حوالي 3 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. ويمكن حساب مدخول يومي يمكن تحمّله يبلغ 3 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل شك قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لوجود دليل مسرطنة غير سامة للجين عند الجرذان). تم حساب قيمة دلالية قدرها 9 مكروغرام/لتر بتخصيص 10% من المدخول اليومي المكن احتماله لمياه الشرب.

لِنْدان Lindane

اللِنْدان (γ-hexachlorocyclohexane, γ-HCH) مبيد حشري يستخدم منذ فترة طويلة جداً. وفضلاً عن استخداماته الزراعية في النباتات والحيوانات فهو يستخدم أيضاً للصحة العامة وحافظاً للخشب.

واللِنْدان مركب مستديم قليل الألفة نسبياً للمياه وهو قليل الحركة في التربة، وبطيء التطاير في الغلاف الجوي. وهو ملوث بيئي واسع الانتشار، وقد تم الكشف عنه في المياه. أما التعرض البشري فيحدث بصورة رئيسية عن طريق الطعام إلا أن هذا أخذ في التناقص.

ويسبب اللِنْدان الأورام الكبدية في الفئران التي تعطى جرعات عالية، ولكن هناك بيّنة على أن هذا هو نتيجة تعزيز من قبل ورم ما. وفي عام 1987، صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان اللِنْدان في المجموعة 2ب. وفضلا عن ذلك، وفي عام 1989، وبعد مراجعة جميع الاختبارات المتوافرة الطويلة الأمد والقصيرة الأمد في المختبر وفي الأحياء، انتهت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان إلى أنه ليس هناك دليل على سميته للجينات وأثبتت مدخولاً يومياً مقبولاً قدره 8 مكروغرام/كغ من وزن الجسم على أساس سمية كبدية وكلوية لوحظت في دراسة قصيرة على الجرذان.

وبالاستناد إلى نفس الدراسة، ولكن باستخدام تقدير لمدخول من هذا المركب رؤي أنه أكثر ملاءمة على ضوء المعطيات الإضافية، تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمّله قدره 5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم من مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ يبلغ 0,5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم بتطبيق عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين). ورؤي أنه ليس من الضروري إدخال عامل ارتياب إضافي لإدخال كامن تعزيز الأورام في الحسبان. نظراً إلى أن قاعدة المعطيات الكبيرة والتقديرات الدولية المتعددة لهذا المركب التي تعزّز المدخول اليومي المكن تحمّله.

وعلى الرغم من تناقص التعرض عن طريق الغذاء، يمكن أن يكون هناك تعرض أساسي من جراء استخدامه في الصحة العامة واستخدامه حافظاً للخشب. وعليه تم تخصيص 1% فقط من المدخول اليومي المكن تحمّله لمياه الشرب. وبذلك تبلغ القيمة الدلالية 2 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

إم.سي.بي.آ MCPA
هذا المركب مبيد عشبي كلورفينوكسي يستخدم بعد الإنتاش، ذوّاب جداً، ومتحرك بدرجة عالية ويمكن أن ينتفذ من التربة. ويتم استقلابه بواسطة الجراثيم كما يمكن أن يتدرّك بالعوامل الكيميائية الضوئية. ولهذا المركب استدامة محدودة ولم يُكشف عنه مرارا في مياه الشرب.

ولا تتوافر إلاّ معطيات محدودة وغير حاسمة حول سمية هذا المركب للجينات. وفي عام 1983 قيمّت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان وانتهت إلى أن المعطيات المتوافرة حول الإنسان والحيوان غير كافية لإجراء تقييم للسرطنة. كما انتهت أيضاً، من خلال التقييمات الأخرى التي قامت بها في عام 1986 و1987 حول مبيدات الأعشاب الكلوروفينوكسية إلى أن البينة على سرطنتها كانت محدودة في الإنسان وغير كافية في الحيوان (المجموعة 2ب). ولم تشر دراسات السرطنة الأخيرة على الجرذان والفئران إلى أن هذا المركب مسرطن ولا تتوفر معطيات وبائية كافية حول التعرض له وحده.

وهناك دراسات سمية طويلة الأمد على الجرذان والفئران وكذلك دراسة تغذية لمدة عام على الكلاب. وبلغ مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ 0.15 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في الدراسة الجارية على الكلاب بالاستناد إلى دراسة سمية كلوية وكبدية شوهدت في حالة الجرعات الأعلى. وتم إثبات مدخول يومي يمكن تحمله قدره 0.5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بالاستناد إلى مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ المأخوذ من دراسة لسنة واحدة وإلى عامل ارتياب قدره 300 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و3 لعدم كفاية قاعدة المعطيات). وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي المكن تحمّله لمياه الشرب تنتج قيمة دلالية قدرها 2 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

الميثوكسي كلور Methoxychlor
الميثوكسي كلور مبيد حشري يستخدم للخضروات والفواكه والأشجار والأعلاف وحيوانات المزارع. سيئ الذوبان في المياه وغير متحرك في معظم أنواع التربة الزراعية. وفي حالة استخدام الميثوكسي كلور بالشروط الطبيعية للاستعمال لا يبدو أنه باعث للقلق بصدد البيئة. وعلى أية حال، يتم الكشف عنه أحياناً في مياه الشرب. ومن المتوقع أن يكون المدخول اليومي منه عن طريق الغذاء والهواء دون 1 مكروغرام للفرد.

وتتشكل المستقلبات البيئية تفضيلا في ظروف لا هوائية أكثر منها هوائية وتشمل بصورة رئيسية النواتج المنزوعة الكلور والمنزوعة الميتيل. وهناك احتمال تراكم المركب الأصلي ومستقلباته في ثفالة المياه السطحية.

أما احتمال سميته للجينات فيبدو أنه احتمال يمكن إهماله. وفي عام 1979 صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان الميثوكسي كلور في المجموعة 3. وتشير المعطيات اللاحقة إلى كامن سرطنة الميثوكسي كلور للكبد والخصيتين في الفئران. ويمكن أن يكون هذا ناجماً عن

النشاط الهرموني للمستقلبات الثديية الخاصة بطليعة الاستروجين في الميثوكسي كلـور وعليـه يمكن أن يكون لها عتبة. وكانت الدراسة، على أية حال، غير كافية نظرا لاستخدام جرعـة واحدة فحسب بالإضافة إلى احتمال كون الجرعة أعلى من الحد الأقصى الممكن تحملها.

كما أن قاعدة المعطيـات الخاصـة بالدراسـات الطويلـة الأمـد والقصيرة الأمـد ودراسـات السمية التوالدية غير وافية. وأبلغت دراسة في المسخيات أجريت على الأرانـب عـن مسـتوى للأثر الضائر غير اللاحظ مقداره 5 مغ/كغ من وزن الجسـم في اليـوم وهـو مسـتوى أدنـى مـن مستويات الأثر الضائر غير اللاحظ ومستويات الأثر الضائر الأدنـى الـذي يمكـن ملاحظتـه، المأخوذة من دراسـات أخرى. ولذلك تم اختيار هـذا المستوى للأثـر الضائر غـير اللاحـظ لاستخدامه في اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله.

ويـؤدي اسـتخدام عـامل ارتيـاب قـدره 1000 (100 للاختلافـات ضمـن النـــوع الواحــد والاختلافات بين نوعين و10 من أجل المخـاوف المتعلقـة بسـرطنة العتبـة ومحدوديـة قـاعدة المعطيات) إلى مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 5 مكروغرام/كغ مـن وزن الجسـم. بتخصيـص حصـة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشـرب تنتـج قيمـة دلاليـة قدرهـا 20 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

الميتولاكلور Metolachlor

الميتولاكلور مبيد عشبي انتقائي سابق لظهور العشب يستخدم مع عدد من المحاصيل. ويمكن أن يتبدّد من التربة عن طريق التدرُّك الحيوي والتدرُّك الضوئي والتطاير. وهو متحرك بدرجة معتدلة ويمكن، في ظروف معينة أن يلوث المياه الجوفيـة، ولكنـه يوجـد في الميـاه السـطحية على الأغلب.

ولا توجد بينة من الدراسات المتوافـرة علـى أنـه مسـرطن للفـئران. ولكـن لوحظـت عنـد الجرذان، زيادة في الأورام الكبدية في الإناث بالإضافة إلى بعض الأورام الأنفية عند الذكـور. والميتولاكلور غير سام للجنينات.

وقد توافرت معطيات حول السمية من دراسات طويلة الأمد أجريت على القـوارض ومـن خلال دراسة لمدة سنة واحدة على الكلاب. إذ لوحظ نقص واضح في وزن الكلـى عنـد أعلـى مستويين للجرعات في دراسة لمدة عام على الكلاب، وهذا يؤدي إلى مستوى للأثر الضائر غير اللاحظ قدره 3,5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وبتطبيق عـامل ارتيـاب قـدره 1000 علـى هذا المستوى للأثر الضائر (100 للتغير ضمن النـوع الواحـد والتغير بـين نوعـين و10 بسـبب وجود بعض المخاوف المتعلقة بالسـرطنة) أمكـن اشـتقاق مدخـول يومـي يمكـن تحمّلـه قـدره 3,5 مكروغرام/كغ من وزن الجسـم. وبتخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحملـه لميـاه الشرب تنتج قيمة دلالية قدرها 10 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

المولينيت Molinate

المولينيت مبيد للأعشاب يستخدم في مكافحـة الأعشـاب الضـارة العريضـة الأوراق في حقـول الأرز. وتشير المعطيات المتوافرة أن تلوث المياه الجوفية بالمولينيت مقصور على بعض الأقـاليم التي يزرع فيها الأرز. ولكنها تشـير إلى أن الـتركيزات الموجـودة في الميـاه نـادرا مـا تتجـاوز 1 مكروغرام/لتر. وللمولينيت استدامة منخفضة في المياه والتربة، إذ يبلغ نصف عمـره حـوالي 5 أيام.

وتفيد المعلومات المحدودة المتوافرة أن المولينيت لا يبدو أنه مسرطن أو مطفر عند الحيوانات. وتشير البينات إلى أن وجود العلّة في الإنجاز الإنجابي عند ذكور الجرذان يمثل أكثر مؤشرات التعرض للمولينيت حساسية. وعلى أية حال فالمعطيات الوبائية المبنية على فحص العاملين في إنتاج المولينيت لم تشر إلى أي تأثير على الخصوبة عند الإنسان.

ويبلغ مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ الخاص بالسمية الإنجابية عند الجرذان 0,2 مغ/كغ من وزن الجسم باليوم، وقد اختيرت هذه القيمة أساساً لحساب مدخول يومي يمكن تحمله من المولينيت. وباستخدام عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين) تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 2 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. ويؤدي تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمّله لمياه الشرب إلى قيمة دلالية قدرها 6 مكروغرام/لتر.

البنديميثالين Pendimethalin

البنديميثالين مبيد للأعشاب يستخدم قبل ظهور الأعشاب وهو غير متحرك ومستديم في التربة. ويتبدّد عن طريق التدرك الضوئي والتدرك الحيوي والتطاير. ويبدو كامن نفاذه ضئيلاً جداً ولا يعرف إلا القليل عن نواتج تدركه الأكثر قطبية. ولم يُعثر عليه إلا فيما ندر في مياه الشرب في الدراسات المحدودة المتوفرة.

بالاستناد إلى المعطيات المتوفرة، لا يبدو أن للبنديميثالين نشاطاً مطفراً معتداً. ولم تقدّم الدراسات الطويلة الأمد على الفئران والجرذان بينة على السرطنة، ولكن هذه الدراسات تنطوي على أشكال من القصور والمحدودية.

ومن خلال دراسة تغذية طويلة الأمد على الجرذان، لوحظ وجود تسمم كبدي طفيف حتى في حالة أدنى جرعة تم اختبارها، ولم يجر إثبات مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ لهذه النتيجة. أما مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته، فبلغ 5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وبتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ ولأوجه المحدودية في المعطيات)، تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله فبلغ قدره 5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تنتج قيمة دلالية قدرها 20 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

البنتاكلوروفينول Pentachlorophenol

يستخدم البنتاكلوروفينول (PCP) بصورة رئيسية حافظاً للأخشاب. ويمكن الكشف عن تركيزات مرتفعة منه في المياه الجوفية والمياه السطحية ضمن مناطق معالجة الأخشاب. ويتعرض عامة السكان للبنتاكلوروفينول عن طريق ابتلاع مياه الشرب والمواد الغذائية، وكذلك عن طريق التعرض للمواد المعالجة (مثل المنسوجات والجلود والمنتجات الورقية)، وقبل كل شيء عن طريق استنشاق الهواء الملوث بهذا المركب داخل المنازل.

ويحتوي البنتاكلوروفينول التقني غير المطهر على عدة ملوثات صغيرة جداً، وخاصة (polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) و dibenzofurans (PCDFs))، التي يعد منها المجانس (hexachlorodibenzo-*p*-dioxin) الأوثق صلة من الناحية السمية.

وقد أثبتت الدراسات القصيرة الأمد والطويلة الأمد على الحيوانات، أن التعرض لتركيز عال نسبياً من البنتاكلوروفينول يخفض معدلات النمو ومستويات هرمون الدرقية المصلي ويزيد من أوزان الكبد والنشاط الأنزيمي الكبدي. كما تبين أن التعرض لتركيزات أكثر انخفاضاً من الصيغ التقنية للبنتاكلوروفينول ينقص من معدلات النمو ويزيد أوزان الكبد والرئتين والكلى والغدد الكظرية، ونشاط الكبد الأنزيمي ويتداخل مع استقلاب البرفيرين والوظيفة الكلوية، ويغير الثابتات الدموية والكيميائية الحيوية. ويبدو أن الملوثات المجهرية هي الأجزاء النشطة الرئيسية في السمية غير الحادة للبنتاكلوروفينول التجاري.

كما تبين أن البنتاكلوروفينول سامّ للجنين، ويؤخر تطور المضغة عند الجرذان ويقلل من حجم البطن الواحد للمواليد ووزن جسم الوليد عند الولادة ويحّد من البقيا والنمو عند الفطيم. وكان مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ بالنسبة للبنتاكلوروفينول التقني عبارة عن جرعة أمومية قدرها 5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم خلال فترة تخلق الأعضاء. ولا يعتبر البنتاكلوروفينول ماسخاً على الرغم من ظهور عيوب ولادية كنتيجة غير مباشرة لفرط حرارة الأم في إحدى الدراسات. أما مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ في دراسات التوالد عند الفئران فيبلغ 3 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وهذه القيمة قريبة من مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ في دراسة سمية على الجنين إلا أنه لا توجد دراسات تؤيد ذلك في أنواع ثديية أخرى.

وقد تبين أن البنتاكلوروفينول سام مناعي في عدد من الأنواع الحيوانية على الأقل. ويرجع جزء من هذا التأثير على الأقل إلى البنتاكلوروفينول نفسه. كما أبلغ أيضاً عن وجود تأثيرات سامة للأعصاب ولكن لم يجر استبعاد إمكانية كون ذلك ناجماً عن الملوثات المجهرية.

ولم يتبّين كوْن البنتاكلوروفينول الصافي مطفراً بدرجة عالية. على أن وجود ملوث مجهري مسرطن واحد على الأقل (hexachlorodibenzo-*p*-dioxin) يشير إلى أن كامن تسبيب البنتاكلوروفينول للسرطان في حيوانات التجارب أمر لا يمكن استبعاده تماماً.

وقد تم استخدام مستوى للأثر الضائر غير اللاحظ قدره 3 مغ/كغ من وزن الجسم لحساب القيمة الدلالية. وتم تطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لكامن سرطنة البنتاكلوروفينول التقني) لاشتقاق مدخول يومي يمكن احتماله قدره 3 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. ويؤدي تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمّله لمياه الشرب إلى قيمة دلالية قدرها 9 مكروغرام/لتر. وتعتبر هذه القيمة الدلالية مؤقتة، لأن البنتاكلوروفينول لم يجر تقييمه إلا خلال الاجتماع النهائي لمجموعة المهمة (انظر الملحق 1) على أساس معايير الصحة البيئية رقم 71[1].

البيرميثرين Permethrin

البيرميثرين مبيد حشري تركيبي بايريثيرويدي يستخدم على نطاق واسع لحماية المحاصيل وللصحة العامة. ويستخدم في مستودعات المياه لكافحة تلوث الخطوط الرئيسية للمياه بيرقات البعوض واحتشار الخطوط الرئيسية كشبكات المياه باللافقاريات المائية.

---

[1] بنتاكلوروفينول. جنيف، منظمة الصحة العالمية، 1987 (معايير الصحة البيئية رقم 71). لم يتم إعداد وثيقة تقييم حول البنتاكلوروفينول للجزء 2 من الدلائل.

ويتميز بألفته للتربة والثفالات وقلة ألفته للماء، وليس من المرجح أن يتبدد في الغلاف الجوي. ويمكن أن يتدرك ضوئياً وحيوياً ويستديم لفترات تتراوح بين أيام وأسابيع.

والبيرميثرين لا يتراكم في الثدييات نظراً لسرعة استقلابه. ويرجح أن يكون التعرض للبيرميثرين عالياً من خلال الغذاء والاستعمال المنزلي وأغراض الصحة العامة.

وللبيرميثرين سمية منخفضة للثدييات. وهو يستخدم عادة على شكل مزيج من الصاوغات القرونة والمفروقة، والصاوغ المقرون، وهو المكون النشيط يعدّ أكثر سمية من الصاوغ المفروق.

والبيرميثرين غير سام للجينات. وعلى الرغم من ظهور زيادة طفيفة في وقوع أورام الرئة الحميدة عند ذكور الفئران في إحدى الدراسات فقد كان هذا مقصوراً على أعلى الجرعات، ولم يؤخذ بعين الاعتبار على أنه مؤشر على كامن سرطاني معتد مرتبط بالبيرميثرين. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان البيرميثرين في المجموعة 3.

ويمكن استخدام مدخول يومي يمكن تحمله لحساب قيمة دلالية. وفي عام 1987 أوصت لجنة الخبراء المشتركة لمنظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول متبقيات مبيدات الهوام مدخول يومي مقبول من أجل 3:2 و3:1 من الصاوغات المقرونة والمفروقة قدره 0,05 مغ/كغ من وزن الجسم على أساس تطبيق عامل ارتياب قدره 100 على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ من أجل التسمم الكبدي، وهو يكافىء 5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم.

ونظراً للتعرض الكبير للبيرميثرين من خلال البيئة فقد خصص 1% فقط من المدخول اليومي المقبول لمياه الشرب. وعليه تبلغ القيمة الدلالية 20 مكروغرام/لتر (عدد مدور). وإذا دعت الحاجة لاستخدام البيرميثرين كمبيد لليرقات لكافحة البعوض وغيرها من الحشرات ذات الاعتداد الصحي الكبير في مصادر مياه الشرب، عندها يمكن زيادة الحصة المخصصة لمياه الشرب من المدخول اليومي المقبول.

البروبانيل Propanil

البروبانيل هو مبيد عشبي تماسي يستعمل قبل ظهور الأعشاب. ويستخدم لمكافحة الأعشاب الضارة العريضة الأوراق والعشبية وبصورة رئيسية مع الأرز. وهو مركب متحرك ذو ألفة للماء، وهو غير مستديم نظراً لسهولة تحوله في الظروف الطبيعية إلى عدة مستقلبات. وثمة اثنان من هذه المستقلبات هما 3,4-dichloroaniline و 3,3',4,4'-tetrachloroazobenzene (TCAB) يعتبران أكثر سمية واستدامة من المركب الأصلي. وعلى الرغم من استعماله في كثير من البلدان، لم يكشف عنه في المياه الجوفية إلا في بعض المناسبات.

والبروبانيل يعتبر غير سام للجينات ولكن يبقى واحد على الأقل من مستقلباته البيئية ساما للجينات (TCAB). وهناك معطيات مستمدة من دراسة محدودة على الجرذان لا تقدم بينة على السرطنة.

ويؤدي التعرض الطويل الأمد للبروبانيل إلى سمية كرية الدم الحمراء. وقد تم إثبات مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم، على أساس مستوى للأثر الضائر غير اللاحظ قدره 5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من دراسة تغذية للجرذان دامت

3 شهور وبتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لقصر مدة الدراسة وأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات).

وبالاستناد إلى تخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب، ستكون القيمة الدلالية 20 مكروغرام/لتر (عدد مدور) ويجب على الجهات المختصة حين تطبيق هذه القيمة الدلالية النظر في إمكانية وجود مستقلبات أخرى أكثر سمّية في المياه.

البيريديت Pyridate

البيريديت مبيد عشبي تماسيّ يستخدم في الحبوب والذرة والأرز وغيرها من المحاصيل. وذوبانيّته في المياه بالغة الانخفاض وتحركه بطيء نسبيا. وهو غير مستديم وسريع الحلمهة والتدرّك الضوئي والتدرّك الحيوي. كما أن مستقلباته البيئية الأولية غير مستديمة أيضاً ولكنها أكثر تحرّكا ويبلغ نصف عمره البيئي في الظروف المواتية عدة أيام. ونادراً ما يُعثر عليه في مياه الشرب.

وتشير البينة المتوافرة إلى أن البيريديت غير سام للجينات. وقد تم اختباره من خلال دراسات تغذية طويلة الأمد أجريت على الجرذان والفئران، ولم تظهر خلالها بينة تثبت سرطنته في أي من النوعين.

ويستند مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ، وقدره 3,5 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم، والمستمد من دراسة لمدة عامين على الجرذان إلى وزن الكلى المتزايد. وقد تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 35 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين) على مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ. وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمّله لمياه الشرب ستكون القيمة الدلالية 100 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

السيمازين Simazine

السيمازين مبيد عشبي يستعمل قبل ظهور الأعشاب ويستخدم في عدد من المحاصيل وكذلك في المناطق التي لا تحتوي على المحاصيل. وهو مقاوم إلى حد ما لعمليات التبدّد الفيزيائية والكيميائية في التربة. أمّا استدامته وتحركه فيبلغ منهما أنه تم الكشف عنه مراراً في المياه الجوفية والسطحية بتركيزات تصل إلى بضع مكروغرامات في اللتر الواحد.

ولا يبدو أن السيمازين سام للجينات في أجهزة الثدييات. وقد أظهرت الدراسات الحديثة ازدياداً في الأورام الثديية في إناث الجرذان ولكن لم تظهر لها تأثيرات في الفئران. وصنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان السيمازين في المجموعة 3.

وبالاستناد إلى دراسة على الجرذان، تمّ إثبات مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 0.52 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل السرطنة والسمية الطويلة الأمد وبتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لاحتمال السرطنة). تمّ اشتاق مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 0.52 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمّله لمياه الشرب ستكون القيمة الدلالية 2 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

التريفلورالين Trifluralin

التريفلورالين مبيد للأعشاب يستخدم قبل ظهورها في عدد من المحاصيل. ويتميز بانخفاض ذوبانيته في الماء، وألفته العالية للتربة. ويمكن لعمليات التدرك الحيوي والضوئي أن تكون باعثاً لمستقلبات قطبية يمكن أن تلوث مصادر مياه الشرب. وعلى الرغم من استعمال هذا المركب في الكثير من البلدان، لا يتوافر إلا القليل نسبياً من المعطيات بصدد تلوث مياه الشرب. ولم يجر الكشف عن التريفلورالين في العدد الضئيل من العينات التي جرى تحليلها.

ولا توجد في التريفلورالين العالي النقاوة خصائص مُطَفِّرة. أما التريفلورالين التقني ذو النقاوة المنخفضة فقد يحتوي على ملوثات النتروزو، وتبين انه مطفر. ولم تظهر بينة على سرطنته في عدد من الدراسات الطويلة الأمد حول السمية والسرطنة مع مادة الاختبار النقية بنسبة (99%). وقد قامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان مؤخراً بتقييم التريفلورالين ذي الدرجة التقنية وصنفته في المجموعة 3.

وتم اختيار مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 0,75 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم على أساس دراسة تغذية لسنة واحدة على الكلاب. وهذا النوع هو أكثر الأنواع حساسية للتأثيرات الكبدية التي تم إثبات مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ على أساسها. وباستخدام هذا المستوى المذكور مع عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغيّر بين نوعين)، تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 7,5 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وتمت التوصية بقيمة دلالية قدرها 20 مكروغرام/لتر (عدد مدور) على أساس تخصيص حصة قدرها 10% من الدخول اليومي الممكن تحمّله لمياه الشرب.

وينبغي على السلطات أن تلاحظ أن بعض الدرجات التقنية غير النقية من التريفلورالين يمكن أن تحتوي على مركبات مسرطنة فعّالة ولذلك يجب عدم استخدامها.

مبيدات الأعشاب الكلوروفينوكسي (مع استبعاد "2،4 ـ د" و "م س ب آ")

Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA)

إن مبيدات الأعشاب الكلوروفينوكسي الواردة هنا هي "2،4 ـ د ب" وديكلوربروب وفينوبروب و "م س ب آ" وميكوبروب و"2،4،5 ـ ت". ويبلغ نصف عمر تدرك هذه المركبات في البيئة بضعة أيام. تشير بيانات الرصد المحدودة إلى أن هذه المبيدات العشبية لا توجد في مياه الشرب على نحو متواتر؛ وإذا تم الكشف عنها فلا تتعدى تركيزاتها عادة بضع مكروغرامات في اللتر. ولا توجد مبيدات أعشاب الكلوروفينوكسي غالباً في الغذاء.

وقد صنفتها الهيئة الدولية لأبحاث السرطان في المجموعة 2ب. ولا تسمح المعطيات المتوافرة المستمدة من الدراسات حول تعرّض السكان والحيوانات بإجراء تقييم لكامن السرطنة بالنسبة للبشر في أي مبيد عشبي كلوروفينوكسيّ نوعي. ولذلك تستند دلائل مياه الشرب من أجل هذه المركبات إلى الأسلوب الخاص بالتأثيرات السمية الأخرى.

4،2 ـ د ب *2,4-DB*

بالاستناد إلى دراسة لمدة سنتين على الجرذان، تم تحديد مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ، وقدره 3 مغ/كغ من وزن الجسم فيما يخص التأثيرات على الجسم وأوزان الأعضاء وكيميائية الدم والتثابتات الخاصة بالدمويات. كما تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ

30 مكروغرام/كغ من وزن الجسم مع إدخال عـامل ارتياب قـدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين)، وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب ستكون القيمة الدلالية 90 مكروغرام/لتر.

الديكلوروبروب *Dichloroprop*

بالاستناد إلى دراسة لمدة عـامين أجريت على الجرذان، يبلغ مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ 3,64 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم فيما يخص السمية الكلوية. وقد تم حساب المدخول اليومي الممكن تحمله من الديكلوروبروب فبلغ 36.4 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بتطبيق عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين) على هذا المستوى للأثر الضائر غير اللاحظ. وبتخصيص 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تصبح القيمة الدلالية 100 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

الفينوبروب *Fenoprop*

أبلغ عن مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 0.9 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم بالنسبة للتأثيرات الضائرة على الكبد في دراسة أجريت على كلاب البيجل حيث كان يعطى الفينوبروب في الغذاء لمدة عـامين. وتم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 3 مكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام عامل ارتياب قدره 300 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و3 من أجل أوجه المحدودية في قاعدة المعطيات). وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب ستكون القيمة الدلالية الخاصة بالفينوبروب 9 مكروغرام/لتر.

م س ب ب *MCPB*

تعد المعطيات السمية المتوافرة حالياً غير كافية لكي تستخدم كقاعدة من أجل قيمة دلالية خاصة بالمركب MCPB في مياه الشرب.

الميكوبروب *Mecoprop*

استخدم مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ يبلغ 1 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل التأثيرات على وزن الكلية مستمدة من دراستين دامتا سنة وسنتين وأجريت على الجرذان مع عامل ارتياب قدره 300 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و3 من أجل أوجه المحدودية في قاعدة المعطيات) لاشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله قدره 3.33 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تصبح القيمة الدلالية الخاصة بالميكوبروب 10 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

2، 4، 5 ـ ت *2,4,5-T*

بلغ مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ الخاص بانخفاض الكسب المتحقق في وزن الجسم وزيادة وَزنيْ الكبد والكلية والسمية الكلوية في دراسة لمدة سنتين أجريت على الجرذان، 3 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وتم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله وقدره 3 مكروغرام/كغ من وزن الجسم باستخدام عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 للارتباط المشار إليه بين 2، 4، 5 ـ ت وغرن النسيج الرخو

والورم اللمفي الاهودجيكني في الدراسات الوبائية). وبتخصيص حصة قدرها 10% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب ستكون القيمة الدلالية الخاصة بالمركب 2،4،5 ـ ت 9 مكروغرام/لتر.

3 ـ 6 ـ 4 المطهرات والنواتج الثانوية المطهرة

لاريب أن عملية التطهير هي أهم الخطوات في معالجة المياه المعدة للإمدادات العامة. وتعتبر عملية تخريب الممرضات المكروبيولوجية أمراً أساسياً وهي تقتضي، على نحو ثابت تقريباً استخدام العوامل الكيميائية التفاعلية مثل الكلور، والتي لا تعد مبيدات للأحياء قوية فحسب بل هي قادرة على التفاعل مع مقوّمات المياه الأخرى لتشكيل مركبات جديدة ذات تأثيرات يحتمل أن تلحق ضرراً طويل الأمد بالصحة. وبناءً على ذلك يترتب على التقدير الشامل للتطهير على الصحة العامة أن يكتفي بالنظر في النوعية الكروبيولوجية للمياه والمعالجة فحسب، بل يجب أن يأخذ بعين الاعتبار أيضاً سمية المطهرات ونواتج تفاعلها.

وتتطلب الأهمية الفائقة للنوعية المكروبيولوجية بعض المرونة في اشتقاق القيم الدلالية لهذه المواد. ولحسن الحظ يبدو هذا ممكناً نظراً لهامش السلامة الكبير المتجسّد في هذه القيم لقد تم في هذا الكتاب تقديم القيم الدلالية الخاصة بالنواتج الثانوية المطهرة المُسرطنة من أجل زَيْد احتمال خطر الإصابة بالسرطان طيلة فترة العمر والبالغ قدره 10 . وتتغير الشروط النوعية للتطهير لا وفقاً لتركيب المياه ودرجة الحرارة فحسب بل تبعاً للعوامل التقنية والاقتصادية ـ الاجتماعية التوافرة في مختلف أنحاء العالم. وعندما تفرض الظروف المحلية الاختيار بين الاستجابة للدلائل المكروبيولوجية أو الدلائل الخاصة بالمطهرات أو النواتج الثانوية المطهرة. عندها يجب أن تكون الأولوية دائماً للنوعية الكروبيولوجية ويمكن كلما دعت الضرورة تبني قيمة دلالية كيميائية مناسبة لمستوى أعلى من مستويات الخطر. ولا يجوز أبداً انتقاص التطهير الفعال.

وعلى الرغم من أن ذلك لا يتم التعرُض له فيما يتعلق بالمتثابتات الفردية المقدمة فيما بعد، فقد لوحظت في عدد من الدراسات الوبائية ارتباطات إيجابية بين ابتلاع مياه الشرب المكلورة ومعدلات الوفيات الناجمة عن السرطان وخصوصاً سرطان المثانة. وقد اعُتبرت درجة البيّنة الدالة على هذا الارتباط من قبل الهيئة الدولية لأبحاث السرطان غير كافية.

ويمكن خفض مستوى النواتج الثانوية المطهرة من خلال توخي المستوى الأمثل للمعالجة (انظر الفقرة 6 ـ 3). وتؤدي إزالة المواد العضوية في وقت سابق على التطهير إلى الحدّ من تشكل النواتج الثانوية ذات الضرر المحتمل.

وتم التزويد بالتوجيه التالي لمساعدة السلطات في اتخاذ القرار حول ماهية القيم الدلالية التي يمكن أن تكون هي الأكبر أو الأدنى أهمية عند وضع المعايير الوطنية، فالقيم الدلالية للمواد الكيميائية الأكثر أهمية تتضمن بوجه عام تلك القيم المتعلقة بالكلورامينات والكلور (عند استعمالها كمواد مطهرة)، وتليها كل من قيم البروموفورم وقيم ثنائي البرومو كلوروميتان والبرومو ديكلوروميتان والكلوروفورم وهيدرات الكلورال والكلوريد والبروميد وحمض ثنائي كلور الأسيتيك وثلاثي كلور الأسيتيك (وضعت قيم دلالية مؤقتة لهذه المجموعة الأخيرة). كما تتضمن القيم الدلالية الخاصة بالمواد الكيميائية الأقل أهمية كلاً من 2،4،6 ثلاثي الكلورو فينول والفورمالدهيد، وثنائي الكلورو أسيتونيتريل وثنائي

البرومو أسيتونيتريل وثلاثي الكلورو أسيتونتريل وكلوريد السيانوجين. وعلى الرغم من إعطائها أهمية أقل، قد يكون من المناسب قياس مستوياتها مرة واحدة على الأقل. وتجدر الإشارة إلى أنه يمكن لعدد من النواتج الثانوية غير الطيارة والشعيقة التمييز أن تتشكل أيضاً بما في ذلك تلك النواتج المشتقة من مواد دبالية. وهذه التوصيات عامة، ويجب أخذ مقدّرات المراقبة والترصد بعين الاعتبار عند وضع المعايير الوطنية.

المطهـــرات *Disinfactants*

الكلورامينات Chloramines

يوجد أحادي الكلورامين في مياه الشرب كمطهر وكناتج ثانوي مطهر ناجم عن عملية التطهير بالكلور. وتعتبر مياه الشرب المصدر الرئيسي للتعرض للكلورامينات.

ولم تلاحظ آثار صحية ضائرة نتيجة للتعرض القصير الأمد في الإنسان بتركيزات تصل إلى 24 مغ/لتر. وفضلاً عن ذلك لم تلاحظ خلال الدراسات الطويلة الأمد والقصيرة الأمد التي جرت على حيوانات التجارب المعرضة لأحادي الكلورامين أية آثار نوعية متعلقة بالمعالجة ضائرة بوضوح.

وفي مقايسة حيوية أجريت على نوعين أزداد وقوع ابيضاض دم الخلية الوحيدة النواة عند إناث الجرذان (F344) بالمقارنة مع الشواهد المتزامنة إلا أنه كان محصوراً ضمن مجال ذاك الوقوع الملاحظ في الشواهد التاريخية. ولم تلاحظ زيادات أخرى في وقوع الأورام، وعلى الرغم من إثبات بعض الدراسات في المختبر أن أحادي الكلورامين مطفر لم تثبت سميته للجينات في الأحياء.

وتستند القيمة الدلالية الخاصة بأحادي الكلورامين إلى مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 94 مكروغرام/كغ من وزن الجسم محسوب من مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 9.4 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم (أعلى جرعة قدمت للذكور خلال دراسة أجريت على الجرذان) مع إدخال عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين). ولم يطبق عامل ارتياب إضافي من أجل السرطنة المحتملة لأن آثار السرطان الملتبسة التي أبلغ عنها في نفس الدراسة التي أجريت على نوع واحد فقط وعلى جنس واحد فقط كانت ضمن حدود المجال المشاهد في الشواهد التاريخية. وبتخصيص حصة قدرها 100% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب، ستكون القيمة الدلالية 3 مغ/لتر (عدد مدور).

والمعلومات المتوافرة غير كافية لوضع قيم دلالية خاصة بثنائي الكلورامين وثلاثي الكلورامين. وتعد عتبات الرائحة لثنائي الكلورامين وثلاثي الكلورامين أدنى بكثير من عتبة الرائحة الخاصة بأحادي الكلورامين.

الكلور Chlorine

ينتج الكلور بكميات كبيرة ويستخدم على نطاق واسع صناعياً ومنزلياً كمطهر ومادة للتبييض. وهو واسع الاستعمال بشكل خاص في عمليات تطهير أحواض السباحة كما أنه يعد المطهر والمؤكسد الأوسع استعمالاً في معالجة مياه الشرب. يتفاعل الكلور داخل المياه ليشكل كلاً من حمض الهيبوكلوروز والهيبوكلورايت.

لم تلاحظ آثار نوعية متعلقة بالمعالجة ضائرة بوضوح والحيوانات المعرضة للكلور عن طريق مياه الشرب. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان الهيبوكلوريت في المجموعة 3.

ووضعت القيمة الدلالية للكلور الحر في مياه الشرب على أساس مدخول يومي يمكن تحمله وقدره 150 مكروغرام/كغ من وزن الجسم مشتق من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ من أجل غياب السمية عند القوارض التي تبتلع 15 مغ من الكلور مقابل كل 1 كغ من وزن الجسم في اليوم عن طريق مياه الشرب لمدة عامين مع إدخال عامل ارتياب قدره 100 (من أجل التغير ضمن النوع الواحد والتغيير بين النوعين). وبتخصيص حصة قدرها 100% من الدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب، ستكون القيمة الدلالية 5 مغ/لتر (عدد مدور). وتجدر ملاحظة تستوجب التحفظ إذ يجر استعراف مستوى التأثير الضائر في هذه الدراسة. ويمكن لعظم الأفراد تذوق الكلور المحدود بحدود القيمة الدلالية (انظر الصفحة 129).

ثنائي أكسيد الكلور Chlorine dioxide

يعد ثنائي أكسيد الكلور عامل أكسدة قوي وهو يضاف إلى المياه كمطهر، ولمكافحة الطعم والرائحة. وهو سريع التفكك إلى كلوريت وكلوريد وكلورات.

وقد ثبت أن ثنائي أكسيد الكلور يحدث علة في التطور السلوكي العصبي وفي الجهاز العصبي في الجرذان المعرضة حول الولادة كما لوحظ انخفاض معتد في هرمونات الدرقية عند الجرذان والقرود المعرضة لثنائي أكسيد الكلور في دراسات لمياه الشرب.

ولم توضع قيمة دلالية لثنائي أكسيد الكلور نظراً لسرعة تحلله ولأن القيمة الدلالية المؤقتة الخاصة بالكلوريت (انظر الصفحة 96) تكفي للوقاية من كامن التسمم بثنائي أكسيد الكلور. وتبلغ عتبة الطعم والرائحة لهذا المركب 0,4 مغ/لتر.

اليود Iodine

يوجد اليود بشكل طبيعي في المياه على شكل يوديد. وتنجم آثار اليود عن تأكسد اليوديد أثناء معالجة المياه. ويستعمل اليود أحياناً لتطهير المياه في الحقل أو في حالات الطوارئ.

واليود عنصر أساسي في تركيب هرمونات الدرقية. وتتراوح تقديرات المتطلب ضمن النظام الغذائي للبالغين بين 80 و150 مكروغرام/يوم، وتوجد أشكال من عوز اليود في كثير من أنحاء العالم. وفي عام 1988، قامت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية حول مضافات الأغذية بوضع حد أقصى مؤقت للمدخول اليومي الذي يمكن تحمله (PMTDI) لليود، مقداره 1 مغ/يوم (17 مكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم) من جميع المصادر، وهذا مدخول يستند بصورة رئيسية إلى المعطيات الخاصة بآثار اليوديد. وتشير المعطيات الحديثة المأخوذة من دراسات على الجرذان إلى أن آثار اليود في مياه الشرب على تركيزات هرمون الدرقية في الدم تختلف عن آثار اليوديد.

وتفيد المعطيات المتوافرة أن اشتقاق قيمة دلالية لليود على أساس المعلومات المتعلقة بآثار اليوديد غير ملائم. ولا يتوافر إلا القليل من المعطيات الوثيقة الصلة بآثار اليود. ولما كان اليود لا يوصى به في التطهير الطويل الأمد، فلن يكون من الراجح التعرض على مدى العمر لتركيزات من اليود كتلك التي يمكن أن تحدث من جراء تطهير المياه.

النواتج الثانوية المطهرة *Disinfectant by-product*

البرومات **Bromate**

يمكن أن تتشكل البرومات بتأكسد أيونات البروميد خلال عملية الأوْزَنة وربما بواسطة مؤكسدات أخرى أثناء معالجة المياه. وتشير المعطيات المحدودة إلى أن التركيزات الموجودة في مياه الشرب هي بوجه عام دون 90 مكروغرام/لتر.

وتبين أن البرومات تحرض وقوعاً لأورام الكلى بدرجة عالية عند ذكور وإناث الجرذان وأوراماً في المتوسطة الصفاقية عند ذكور الجرذان. كما أن البرومات مطفرة في المختبر وفي الأحياء. وقد وضعت لجنة الخبراء المشتركة من منظمة الأغذية والزراعة ومنظمة الصحة العالمية تقييماً للبرومات وأوصت بعدم ترك متبقيات في الطعام في حالة استخدام البرومات في معالجة المواد الغذائية.

وصنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان البرومات في المجموعة 2ب. ولتقدير احتمالات الخطر السرطانية تم تطبيق النموذج المحوَّل إلى الصيغة الخطية المتعدد المراحل على وقوع الأورام الكلوية عند ذكور الجرذان التي أعطيت برومات البوتاسيوم في مياه الشرب. على الرغم من أنه لوحظ أنه لو كانت آلية تحريض الأورام محددة بكونها ضرراً تأكسدياً في الكلية، فإن تطبيق نموذج مخاطر السرطان بالجرعة المنخفضة قد لا يكون ملائماً. وتبلغ التركيزات المرتبطة بزيد احتمالات خطر السرطان في المياه على مدى العمر والبالغ قدرها 10^{-5} ، 3 مكروغرام/لتر. وبالنظر إلى أوجه المحدودية في الطرائق التحليلية وطرائق المعالجة المتوافرة، يوصى بقيمة دلالية مؤقتة قدرها 25 مكروغرام/لتر. وهذه القيمة ترتبط بزيد احتمالات خطر السرطان في المياه على مدى العمر إلى درجة 7×10^{-5} .

الكلورات *Chlorate*

بالإضافة إلى كون الكلورات ناتجاً من نواتج تفكُّك ثنائي أكسيد الكلور، توجد الكلورات أيضاً نتيجة لاستخدام الهيبوكلوريت في التطهير. وتعتبر المعطيات المتوافرة حول تأثيرات الكلورات على الإنسان وحيوانات التجارب غير كافية لوضع قيمة دلالية. وتشير المعطيات المتعلقة بحوادث تسمم عرضية إلى أن الجرعة المميتة للإنسان تبلغ حوالي 230 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم. وهذه تعادل مستويات الأثر الضائر غير الملاحظ التي تم استعرافها من خلال دراسات على الجرذان والكلاب وعلى الرغم من عدم ملاحظة آثار في دراسة سريرية لمدة 84 يوم أجريت على عدد ضئيل من الأشخاص المتطوعين الذين يبتلعون 36 مكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم، لم يجْر اشتقاق قيمة دلالية على أساس هذه النتائج بسبب عدم تحديد مستوى للأثر الضائر.

يحتاج الأمر إلى مزيد من الأبحاث لتحديد خصائص التأثيرات غير المميتة للكلورات. وإلى أن تتوافر أمثال هذه المعطيات، ستكون محاولة خفض مستويات الكلورات إلى أدنى حد ممكن إجراءاً معقولاً. كما أنه لا يجوز انتقاص التطهير الكافي.

الكلوريت *Chlorite*

يؤثر الكلوريت على كريات الدم الحمراء مؤدياً إلى تشكل الميتيموغلوبين في القطط والقرود. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان الكلوريت في المجموعة 3.

ويبلغ المدخول اليومي الممكن تحمله من الكلوريت 10 مكروغرام/كغ من وزن الجسم، بالاستناد إلى مستوى للأثر الضائر غير اللاحظ قدره 1 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم بالنسبة لمستويات غلوتاثيون متناقصة خلال دراسة مدتها 90 يوماً أجريت عل الجرذان مع إدخال عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين). ونظراً للطبيعة الحادة في الاستجابة ووجود دراسة لمدة عامين على الجرذان، لم يجر إدخال عامل ارتياب إضافي قدره 10 لإدخال قصر مدة الدراسة الرئيسية في الحسبان. إن المدخول اليومي الممكن تحمله المشتق بهذه الطريقة متسق مع مستوى الأثر الضائر غير اللاحظ البالغ (36 مكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم) في دراسة سريرية لمدة 12 أسبوع أجريت على عدد من الأشخاص المتطوعين.

وبتخصيص حصة قدرها 80% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تصل إلى قيمة دلالية قدرها 200 مكروغرام/لتر (عدد مدور). وتوصف هذه القيمة الدلالية بأنها مؤقتة لأن استخدام ثنائي أكسيد الكلور كمطهر يمكن أن يؤدي إلى تجاوز القيمة الدلالية للكلوريت كما أنه لا يجوز لصعوبات تحقيق القيمة الدلالية أن تكون سبباً في الانتقاص من التطهير الكافي.

الكلوروفينولات Chlorophenols

توجد الكلوروفينولات في مياه الشرب نتيجة لكلورة الفينولات بحكم كونها ناتجاً ثانوياً من جراء تفاعل الهيبوكلوريت مع الحموض الفينولية، وكذلك كمبيد للأحياء أو في صورة نواتج تدرك مبيدات أعشاب الفينوكسي. أما المركبات التي يعد وجودها في مياه الشرب كنواتج ثانوية للكلورة هو الأكثر رجحاناً فهي 2 ـ كلوروفينول (2-CP) و2،4 ـ ثنائي الكلوروفينول (2,4-DCP) و2،4،6 ـ ثلاثي الكلوروفينول (2,4,6-TCP).

أمّا تركيزات الكلوروفينولات في مياه الشرب فهي في العادة دون 1 مكروغرام/لتر. كما أن عتبات الطعم للكلوروفينول في مياه الشرب منخفضة (انظر الصفحة 130).

2 الكلوروفينول *2-Chlorophenol*

تعد المعطيات الخاصة بسمية هذا المركب محدودة. ولذلك لن توضع له قيمة دلالية من أجل الصحة.

2،4 ثنائي الكلوروفينول *2,4-Dichlorophenol*

تعد المعطيات الخاصة بسمية هذا المركب محدودة. ولذلك لم توضع له قيمة دلالية من أجل الصحة.

2،4،6 ثلاثي الكلوروفينول *2,4,6-Trichlorophenol*

ورد في التقارير أن هذا المركب يحرض الأورام اللمفية وأبيضاض الدم عند ذكور الجرذان وكذلك الأورام الكبدية عند ذكور وإناث الفئران. ولم يثبت أن هذا المركب مطفّر في اختبارات إيمس ولكنه أظهر نشاطاً مطفراً ضعيفاً في دراسات أخرى، في المختبر وفي الأحياء. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان هذا المركب في المجموعة 2ب.

ويمكن اشتقاق قيمة دلالية له بتطبيق النموذج المحوّل إلى الصيغة الخطية المتعدد المراحل على حالات ابيضاض الدم عند ذكور الجرذان والتي لوحظت خلال دراسة تغذية لمدة

عامين. ولم تستخدم الأورام الكبدية التي عُثر عليها في هذه الدراسة لتقدير الأخطار نظراً لدور الملوِّثات الممكن في تحريضها. أما التركيز الموجود في مياه الشرب والمرتبط بزيد احتمالات خطر السرطان على مدى العمر ومقداره 10 فيبلغ 200 مكروغرام/لتر. وهذا التركيز يتجاوز أدنى عتبة للطعم أبلغ عنها بالنسبة لهذا المركب (انظر الصفحة 130).

الفورمالدهيد Formaldehyde

يظهر الفورمالدهيد في الصبوبات الصناعية وينبعث في الهواء من المواد البلاستيكية وغراءات الراتين. وينتج الفورمالدهيد في مياه الشرب بصورة رئيسية من تأكسد المادة العضوية الطبيعية خلال الأوْزَوَنة والكَلْوَرة. كما يوجد في مياه الشرب نتيجة لتحرره من التجهيزات البلاستيكية البولي أسيتيلية في المقام الأول. وقد وجدت تركيزات منه تصل إلى 30 مكروغرام/لتر في مياه الشرب المؤوْزَنة.

وتبين أن الفورمالدهيد مسرطن للجرذان والفئران من خلال الاستنشاق بجرعات أدت إلى تهيج الظهائر الأنفية. كما أدى إبتلاع الفورمالدهيد في مياه الشرب لمدة سنتين إلى تهيج في المعدة عند الجرذان، كما لوحظت أورام حليمية في المعدة مرتبطة بتهيج وخيم أثناء احدى الدراسات.

وبالاستناد إلى الدراسات التي تعرض فيها كل من البشر وحيوانات التجارب لهذا المركب بطريق الاستنشاق، قامت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان بتصنيف الفورمالدهيد في المجموعة 2أ. ويشير رجحان البينة إلى أن الفورمالدهيد غير مسرطن بالطريق الفموي. ولذلك تم اشتقاق قيمة دلالية بالاستناد إلى مدخول يومي يمكن تحمله وحساب مدخول يومي يمكن تحمله ويبلغ 150 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بالاستناد إلى مستوى للأثر الضائر قدره 15 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم في دراسة لمدة سنتين أجريت على الجرذان، مع إدخال عامل ارتياب قدره 100 (للتغير ضمن النوع الواحد والتغيرّ بين نوعين). لم يؤخذ بالحسبان سرطنة محتملة من استنشاق الفورمالدهيد عن طريق الاستخدامات المنزلية المتعددة للماء كوابل الحمام مثلاً (انظر الفقرة 3 ـ 3). وبتخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تكون القيمة الدلالية 900 مكروغرام/لتر.

إم أكس MX

يتشكل هذا المركب وهو (3-chloro-4dichloromethyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone)، نتيجة لتفاعل الكلور مع مادة عضوية معقدة في المياه. وقد تم استعرافه في الصبوبات المكلورة لطاحن عجائن الورق وفي مياه الشرب في فنلندة، والملكة المتحدة والولايات المتحدة الأمريكية بتركيزات وصلت إلى 67 نانوغرام/لتر.

ولا يتوافر سوى معطيات محدودة جداً حول سمية إم أكس. أما MX الموسوم بـ ^{14}C، فهو سريع الإمتزاز ويمكن إفراغ معظم اشعاعيته عن طريق البول خلال 24 ـ 48 ساعة. وليس من الراجح أن يتم امتصاصه على أنه المركب الأساسي نظراً لتفاعليته العالية. وهو مطفر إلى حد فائق في بعض ذراري السلمونيلات التيفية الفأرية. إلا أن إضافة خلاصة الكبد تخفض الاستجابة تخفيضاً مفاجئاً. ولا يكون إلا ضعيف النشاط أو غير فعّال في الاختبارات القصيرة الأمد لسُميّته للجينات في المختبر.

والمعطيات المتوافرة غير كافية لوضع قيمة دلالية لهذا المركب.

ثلاثي الهالوميثانات Trihalomethanes

ثلاثي الهالوميثانات مركبات بديل الهالوجين المفردة الكربون ذات الصيغة CHX_3، حيث يمكن أن تكون الـ X هي الفلور أو الكلور أو البروم أو اليود أو توليفة من هؤلاء. أما ما يتعلق بتلوث مياه الشرب فلا أهمية إلا لأربعة من هذه المجموعة وهي: البروموفورم وثنائي البرومو كلوروميثان (DBCM) والبرومو ديكلوروميثان (BDCM) والكلوروفورم. والكلوروفورم هو المقوّم الأكثر شيوعاً.

وتظهر ثلاثي الهالوميثانات في مياه الشرب بصورة رئيسية كنواتج عن تفاعل الكلور مع المواد العضوية الناشئة بشكل طبيعي ومع البروميد الذي يمكن أن يكون موجوداً أيضاً في المياه.

ويمكن أن تعمل مجموعة المواد الكيميائية عمل المؤشر الدال على وجود نواتج ثانوية أخرى للكلورة. ويفترض في التحكم في ثلاثي الهالوميثانات الأربعة أن يساعد على خفض مستويات نواتج ثانوية أخرى للكلورة غير متميِّزة.

ولما كانت هذه المركبات الأربعة توجد عادة معاً فقد جرت العادة على النظر في إجمالي ثلاثي الهالوميثانات كمجموعة وقد وضع عدد من البلدان دلائل أو معايير على هذا الأساس. وفي الطبعة الأولى لدلائل جودة مياه الشرب، تم إثبات قيمة دلالية للكلوروفورم فقط. ثم توافرت بعض المعطيات حول باقي ثلاثي الهالوميثانات، ويبقى الكلوروفورم العنصر الأكثر انتشاراً بين المجموعة في إمدادات مياه الشرب. ولم يتم في هذه الطبعة إثبات قيمة دلالية لإجمالي ثلاثي الهالوميثانات، على أية حال، تم وضع قيم دلالية لمركبات ثلاثي الهالوميثانات الأربعة كلٌ منها على حدة. ويمكن للسلطات الراغبة في وضع معايير إجمالية ثلاثي الهالوميثانات تؤخذ فيها السمية الإضافية في الحسبان، الأخذ بأسلوب التجزيء التالي:

$$1 \geq \frac{C_{\text{كلوروفورم}}}{GV_{\text{كلوروفورم}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{GV_{\text{BDCM}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{GV_{\text{DBCM}}} + \frac{C_{\text{بروموفورم}}}{GV_{\text{بروموفورم}}}$$

حيث C = تركيز وGV = قيمة دلالية

ولاينبغي للسلطات الراغبة في استخدام قيمة دلالية لإجمالي ثلاثي الهالوميثانات أن تلجأ إلى مجرد حساب إجمالي القيم الدلالية لكل مركب من هذه المركبات لكي تصل إلى معيار نظراً لكون المركبات الأربعة متماثلة أساساً في فعلها السمومي.

وفي حالة مراقبة ثلاثي الهالوميثانات، يجب استخدام نظام معالجة متعدد الخطوات لخفض طلائع ثلاثي الهالوميثانات العضوية، مع إعطاء الاعتبار الأول لضمان عدم التطهير للانتقاص بحال من الأحوال.

البروموفروم *Bromoform*

يتم امتصاص البروموفورم بسرعة وسهولة من السبيل المعدي المعوي. ففي حيوانات التجارب يسبب التعرض الطويل الأمد لجرعات عالية أضرار كبدية وكلوية. وفي إحدى المقايسات الحيوية، حرض البروموفورم على زيادة ضئيلة في أورام نادرة نسبياً في الأمعاء الغليظة في

الجرذان من كلا الجنسين ولكنه لم يحرض الأورام في الفئران. على أن المعطيات المستمدة من أنواع شتى من المقايسات حول سمية البروموفورم للجينات ملتبسة. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان البروموفورم في المجموعة 3.

وقد تم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله على أساس مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 25 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم نظراً لغياب الآفات الهيستوباثولوجية في الكبد من خلال دراسة جيدة الإدارة والتوجيه لفترة 90 يوماً أجريت على الجرذان. وتم تدعيم هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ بنتائج دراستين طويلتي الأمد. ويبلغ المدخول اليومي المكن تحمله 17.9 مكروغرام/كغ من وزن الجسم مع تعديله من أجل تعرّض قدره 5 أيام في الأسبوع مع إدخال عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 من أجل السرطنة المحتملة وقصر مدة الدراسة). وبتخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي المكن تحمله لمياه الشرب تبلغ القيمة الدلالية 100 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

ثنائي البرومو كلوروميثان *Dibromochloromethane*

هذا المركب جيد الامتصاص من السبيل المعدي المعوي. ويسبب التعرض الطويل الأمد للجرعات العالية عند حيوانات التجارب أضراراً في الكبد والكلي. وقد حرض ثنائي البرومو كلوروميثان في إحدى المقايسات الحيوية الأورام الكبدية في إناث الفئران وربما الذكور أيضاً ولكنه لم يفعل ذلك في الجرذان. وتمت دراسة سمية ثنائي البرومو كلوروميثان للجينات في عدد من المقايسات، ولكن المعطيات المتوافرة اعتبرت غير حاسمة. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان ثنائي البرومو كلوروميثان في المجموعة 3.

وتم اشتقاق مدخول يومي يمكن تحمله بالاستناد إلى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 30 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم نظراً لغياب التأثيرات الهيستوباثولوجية في الكبد في دراسة جيدة الإدارة والتوجيه لمدة 90 يوماً على الجرذان. وقد تم تدعيم هذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ بنتائج دراسات طويلة الأمد. ويبلغ المدخول اليومي المكن تحمله 21.4 مكروغرام/كغ من وزن الجسم، مع تعديله من أجل تعرّض قدره 5 أيام وإضافة 10 من أجل قصر مدة الدراسة. ولم يستخدم عامل ارتياب إضافي من أجل كامن السرطنة نظراً للتساؤلات التي تثور حول الأورام الكبدية عند الفئران الناجمة عن سواغات زيت الذرة والدليل غير الحاسم على السمية للجينات. وبتخصيص 20% من المدخول اليومي المكن تحمله لمياه الشرب، تبلغ القيمة الدلالية 100 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

البرومو ثنائي الكلوروميثان *Bromodichloromethane*

هذا المركب سريع الامتصاص من السبيل المعدي المعوي. ولكن التعرض الطويل الأمد للجرعات العالية عند حيوانات التجارب يسبب ضرراً في الكبد والكلي. وفي احدى المقايسات الحيوية حرض البرومو ثنائي الكلوروميثان أوراماً غدية كلوية وسرطانات غدية في كلا جنسي الجرذان وذكور الفئران، كما حرّض أوراماً نادرة في الأمعاء الغليظة (سلائل ورمية غدية، وسرطانات غدية) في كلا جنسي الجرذان وأوراماً غدية كبدية الخلايا وسرطانات غدية في إناث الفئران. وأعطى البرومو ثنائي الكلوروميثان كلاً من النتائج الإيجابية والسلبية

في أنواع شتى من مقايسات السمية للجينات في المختبر وفي الأحياء. وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان البرومو ثنائي الكلوروميثان في المجموعة 2ب.

قدرت احتمالات خطر السرطان بالاستناد إلى زيادة في وقوع الأورام الكلوية في ذكور الفئران شوهدت خلال المقايسة المذكورة آنفا لأن هذه الأورام تعطي أفضل قيمة وقائية. ولم يُنظر إلى الأورام الكبدية في إناث الفئران بعين الاعتبار بالنظر إلى الدور المحتمل لسواغ زيت الذرة في تحريض هذه الأورام على الرغم من كون الأخطار المقدرة داخلة ضمن نفس المجال. وباستخدام النموذج المحوّل إلى الصيغة الخطية والمتعدد المراحل سوف يبلغ تركيزه في مياه الشرب المرتبط بزيد احتمالات خطر السرطان على مدى العمر وقدره 10^{-5}، 60 مكروغرام/لتر. وقد تم تدعيم هذه القيمة الدلالية بدراسة تغذية صدرت مؤخرا حول الجرذان ولم تكن متوافرة ليصار إلى تقييمها الكامل.

الكلوروفورم *Chloroform*

يمكن أن تصل تركيزات الكلوروفورم في مياه الشرب في بعض الأحيان إلى عدة مئات من الميكروغرامات في اللتر الواحد. وتنخفض التركيزات عادة في الهواء المحيط. وقد تم الكشف عن الكلوروفورم في بعض الأغذية في مستويات كانت تتراوح عادة بين 1 و 30 مكروغرام/كغ.

يتم إمتصاص الكلوروفورم بعد التعرض الفموي أو بالاستنشاق، أو عن طريق الجلد. ويمكن أن تنتج عدة مركبات وسيطة استقلابية متفاعلة يتباين مداها باختلاف الأنواع والجنس. ويمكن للتعرض الطويل الأمد لمستويات جرعات تزيد عن 15 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم أن تسبب تبدلات في الكلية والكبد والغدة الدرقية.

وقد صنفت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان الكلوروفورم في المجموعة 2ب. واتضح من الدراسات الطويلة الأمد أن الكلوروفورم يحرض سرطانات الخلايا الكبدية في الفئران في حالة إعطاء سواغات زيتية الأساس بالتزقيم ولكن ليس في مياه الشرب، كما أبلغ عن تحريضه للأورام الغدية الأنبوبية الكلوية والسرطانات الغدية عند ذكور الجرذان مهما كان السواغ الحامل. وتمت دراسة الكلوروفورم ضمن مجموعة متنوعة واسعة من مقايسات السمية للجينات وتبيّن أنه يعطي النتائج الإيجابية والسلبية.

وتستند القيمة الدلالية إلى استيفاء للزيادة الملحوظة في أورام الكلى عند ذكور الجرذان المعرضة للكلوروفورم في مياه الشرب لمدة سنتين، على الرغم من التسليم بأنه يمكن الكلوروفورم أن يحرض الأورام عن طريق آلية غير سامة للجينات. وباستخدام النموذج المحوّل إلى الصيغة الخطية والمتعدد المراحل تم حساب قيمة دلالية قدرها 200 مكروغرام/لتر لتتناسب مع زيْد احتمالات خطر السرطان على مدى العمر البالغ 10^{-5}. وتم تدعيم هذه القيمة الدلالية بدراسة مدتها 7.5 سنة أجريت على الكلاب، لوحظ خلالها مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 15 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل التأثيرات الكبدية (بتطبيق عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لاستخدام مستوى الأثر الضائر الذي يمكن ملاحظته) وتخصيص 50% من الدخول اليومي الممكن تحمّله لمياه الشرب).

أحماض الأسيتيك المكلورة Chlorinated acetic acids

تعتبر أحماض الأسيتيك الكلورة نواتج ثانوية للأكسدة تتشكل من جراء تفاعل الكلور مع المادة العضوية مثل حمض الهوميك أو حمض الفولفيك الموجود في المياه.

حمض أحادي الكلوروأسيتيك *Monochloroacetic acid*

تبلغ تركيزات حمض أحادى الكلوروأسيتيك في المياه المطهرة بالكلور بوجه عام 1 مكروغرام/لتر أو دون ذلك. ولم تظهر مقايسة حيوية حديثة دامت سنتين، وأجريت على الجرذان والفئران أي دليل على السرطنة. وقد أعتبرت معطيات السمية المتوافرة غير كافية لاشتقاق قيمة دلالية.

حمض ثنائي الكلوروأسيتيك *Dichloroacetic acid*

كان حمض ثنائي الكلوروأسيتيك يستخدم في المضمار الصيدلاني، بالإضافة إلى كونه ناتجاً ثانوياً مطهّراً. وقد أُبلغ عن تركيزاته في مياه الشرب في الولايات المتحدة الأمريكية وصلت إلى 80 مكروغرام/لتر.

وحمض ثنائي الكلوروأسيتيك سريع الامتصاص بعد ابتلاعه، كما أنه سريع الاستقلاب إلى غليوكسيلات أو أوكسالات ويتم إفراغه سريعاً. وقد تبين من خلال الدراسات الطويلة الأمد والقصيرة الأمد على حيوانات التجارب، أنه حرّض الاعتلال العصبي ونقصاً في وزن الجسم وأضراراً خصوية وتأثيرات هيستوباثولوجية في الدماغ. ولوحظ الاعتلال العصبي عند مريض واحد يتلقى جرعات علاجية من ثنائي الكلوروأسيتيك كعامل ناقص شحميات الدم.

وتبين من خلال بضع مقايسات حيوية، أن ثنائي الكلوروأسيتيك يحرض الأورام الكبدية في الفئران. ولا تتوافر معطيات كافية حول سميته للجينات.

ونظراً لعدم كفاية الدليل على السرطنة في ثنائي الكلوروأسيتيك فقد تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله يبلغ 7,6 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بالاستناد إلى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 7,6 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم لغياب الآثار على الكبد في دراسة لمدة 75 أسبوع أجريت على الفئران مع إدخال عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 للسرطنة المحتملة). وبتخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب، تصبح القيمة الدلالية 50 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

وقد وُصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة لأن المعطيات غير كافية لضمان أن تكون القيمة قابلة للتحقيق تقنياً. ولا يجوز أن تكون الصعوبات التي تحول دون تحقيق القيمة الدلالية سبباً للانتقاص من التطهير الكافي.

حمض ثلاثي الكلوروأسيتيك *Trichloroacetic acid*

يستخدم كمبيد عشبي، بالإضافة إلى كونه ناتجاً ثانوياً. وقد أبلغ عن وجود تركيزات له وصلت إلى 100 مكروغرام/لتر في الولايات المتحدة الأمريكية داخل مياه الشرب.

وتبين من خلال الدراسات الطويلة الأمد والقصيرة الأمد التي أجريت على أنواع من الحيوانات أنه يحرض تكاثر البيروكسّيات ويزيد في وزن الكبد.

كما تبين أنه يحرض الأورام في كبد الفئران. ولم يثبت أنه مُطفِّر من خلال القايسات في المختبر. كما أبلغ عن تسببه في أشكال من الزيغ الصبغي.

ونظراً لاقتصار الدليل على سرطنة حمض ثلاثي الكلوروأسيتيك على نوع واحد، فقد تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله قدره 17.8 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بالاستناد إلى مستوى للأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته قدره 178 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل زيادة في وزن الكبد خلال دراسة مدتها 52 أسبوعاً أجريت على الفئران مع إدخال عامل ارتياب قدره 000 10 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و100 من أجل استخدام دراسة مدتها أقل قليلاً من مدى العمر، واستخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ والسرطنة المحتملة). وقد أبلغ مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ في دراسة لمدة 14 يوماً من أجل التأثير ذاته ثلث مستوى الأثر الضائر الذي يمكن ملاحظته في دراسة دامت 52 أسبوعاً بالاستناد إلى حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تبلغ القيمة الدلالية المؤقتة 100 مكروغرام/لتر (عدد مدور).

وقد وصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة نظراً لأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات السمومية المتوافرة وعدم كفاية المعطيات لتقرير ما إذا كانت القيمة الدلالية قابلة للتحقيق تقنياً. ولا يجوز أبداً أن تكون الصعوبات في تحقيق القيمة الدلالية سبباً للانتقاص من التطهير الكافي.

هيدرات الكلورال Chloral hydrate (trichloroacetaldehyde)

تعتبر هيدرات الكلورال ناتجاً ثانوياً للكلورة في حالة تفاعل الكلور مع حموض الهوميك. وقد عثر عليها في مياه الشرب بتركيزات وصلت إلى 100 مكروغرام/لتر. وكانت تستخدم على نطاق واسع للبشر مهدئاً أو دواءً منوماً بجرعات فموية تصل إلى 14 مغ/كغ من وزن الجسم.

والمعلومات المتوافرة حول سمية هيدرات الكلورال محدودة، ولكن لوحظت تأثيراتها على الكبد من خلال دراسات لمدة 90 يوماً أجريت على الفئران. كما تبين أن هيدرات الكلورال مطفرة من خلال دراسات قصيرة الأمد في المختبر، إلا أنها لا ترتبط مع الدنا (الحمض الريبي النووي المنزوع الأكسجين). كما تبين أنها تحدث الفوضى في عزل الصبغيّ في الانقسام الخلوي.

وقد تم حساب قيمة دلالية بتطبيق عامل ارتياب قدره 000 10 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين، و10 لقصر مدة الدراسة، و10 من أجل استخدام مستوى الأثر الضائر الأدنى الذي يمكن ملاحظته بدلاً من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ) على مستوى للأثر الضائر الأدنى قدره 16 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم للتضخم الكبدي من خلال دراسة لمدة 90 يوماً لمياه الشرب أجريت على الفئران، فأعطت مدخولاً يومياً يمكن تحمّله قدره 1.6 مكروغرام/كغ من وزن الجسم. وبتخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب، تكون القيمة الدلالية 10 مكروغرام/لتر (عدد مدور). وقد وصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة نظراً لأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات المتوافرة.

الكلوروأسيتونات Chloroacetones

يتشكل 1،1 ديكلورو أسيتون نتيجةً للتفاعل الحاصل بين الكلور والطلائع العضوية وقد تم الكشف عنه في مياه الشرب المكلورة.

والمعطيات السمومية الخاصة بهذا المركب محدودة جداً على الرغم من أن الدراسات على الجرعة المفردة تشير إلى أن له تأثيرات على الكبد.

والمعطيات المتوافرة في الوقت الحاضر لا تكفي لاقتراح قيم دلالية لهذا المركب أو أي من الكلوروأسيتونات الأخرى.

الاسيتونتريلات المُهلجَنة Halogenated acetonitriles

تتشكل الاسيتونتريلات المُهلجَنة من الطلائع العضوية أثناء كلورة مياه الشرب. وتصل تركيزات الاسيتونتريلات المُهلجَنة الثنائية في مياه الشرب إلى 40 مكروغرام/لتر. أما مستويات التريكلوروأسيتونتريل التي أُبْلِغ عنها فهي دون 1 مكروغرام/لتر. يمكن أيضاً أن تتشكل الاسيتونتريلات المُهلجَنة في المختبر بعد ابتلاع المياه المكلورة.

والاسيتونتريلات المُهلجَنة سريعة الامتصاص من السبيل المعدي المعوي، كما أنها سريعة الاستقلاب إلى مركبات أحادية الكربون بما في ذلك السيانيد. وفي خلال دراسات مدتها 90 يوماً حرض كل من الديبروموأسيتونيتريل والديكلوروأسيتونيتريل نقصاً في وزن الجسم، إلا أنه لم يتم استعراف الأعضاء النوعية المستهدفة. كما تبين أن كلاً من الديكلوروأسيتونتريل والتريكلوروأسيتونتريل لهما تأثيرات ماسخة عند الجرذان. ولم تتوافر معطيات حول تأثيرات البروموكلوروأسيتونتريل في الدراسات الطويلة الأمد والقصيرة الأمد المتوافرة.

ولم يتم استقصاء الكامن المسرطن في الاسيتونتريلات المُهلجَنة في المقايسات الحيوية الطويلة الأمد. ولذلك استنتجت الهيئة الدولية لأبحاث السرطان أن جميع الاسيتونتريلات المُهلجَنة الأربعة لا يمكن تصنيفها فيما يتعلق بسرطنتها للإنسان (المجموعة 3).

لقد تبين أن الديكلوروأسيتونتريل والبروموكلوروأسيتونتريل مطفِّران من خلال المقايسات الجرثومية بينما كانت نتائج الديبروموأسيتونتريل والتريكلوروأسيتونتريل سلبية. وكل هذه الاسيتونتريلات المُهلجَنة الأربعة حرضت تبادل الشق الصبغي الأخوي وفصم طيقان الدنا ونواتج إضافية في خلايا الثدييات في المختبر الا أنها كانت سلبية في اختبار النواة الصغيرة على الفئران.

الديكلوروأسيتونتريل *Dichloroacetonitrile*

تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله للديكلوروأسيتونتريل يبلغ 15 مكروغرام/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل الإرتشافات الجنينية والزيادات في وزن الجنين وحجمه وتشوهات الأجهزة القلبية الوعائية والهضمية والبولية التناسلية في النسل، وذلك من خلال دراسة مسخية أجريت على الجرذان، مع إدخال عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لوخامة الآثار في حالة الجرعات الأعلى من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ). وهذا المستوى للأثر الضائر غير الملاحظ متسق مع المستوى الملحوظ بصدد التأثيرات على وزن الجسم في دراسة لمدة 90 يوماً أجريت على الجرذان. وبتخصيص 20% من المدخول اليومي الممكن تحمله لمياه الشرب تبلغ القيمة الدلالية 90 مكروغرام/لتر.

ووصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة نظراً لأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات (أي نقص القايسات الحيوية الطويلة الأمد حول السمية والسرطنة).

الديبروموأسيتونتريل *Dibromoacetonitrile*
تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله للديبروموأسيتونتريل من مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 23 مغ/كغ من وزن الجسم في اليوم من أجل التأثيرات على وزن الجسم مأخوذ من دراسة لمدة 90 يوماً أجريت على الجرذان. مع إدخال عامل ارتياب قدره 1000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لقصر مدة الدراسة). وبتخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي المكن تحمله لمياه الشرب تبلغ القيمة الدلالية 100 مكروغرام/لتر (عدد مدور). ووصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة نظراً لأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات (أي نقص القايسات الحيوية الطويلة الأمد حول السمية والسرطنة).

البروموكلوروأسيتونتريل *Bromochloroacetonitrile*
لا تكفي المعطيات المتوافرة لتكون قاعدة لاشتقاق قيمة دلالية للبروموكلوروأسيتونتريل.

التريكلوروأسيتونتريل *Trichloroacetonitrile*
تم حساب مدخول يومي يمكن تحمله للتريكلورواسيتونتريل يبلغ 0.2 مكروغرام/كغ من وزن الجسم بالاستناد إلى مستوى للأثر الضائر غير الملاحظ قدره 1 مغ/كغ من وزن الجسم من أجل الزيادات في وزن الجنين وعيوشيّته ومن أجل التشوهات القلبية الوعائية والبولية التناسلية في دراسة أجريت على الجرذان مع إدخال عامل شك قدره 5000 (100 للتغير ضمن النوع الواحد والتغير بين نوعين و10 لوخامة التأثيرات في حالة الجرعات الأعلى من مستوى الأثر الضائر غير الملاحظ و5 من أجل أوجه المحدودية في قاعدة المعطيات أي بدون دراسة لمدة 90 يوماً). وعلى افتراض تخصيص حصة قدرها 20% من المدخول اليومي المكن تحمله لمياه الشرب يمكن اشتقاق قيمة دلالية مؤقتة قدرها 1 مكروغرام/لتر (عدد مدور). ووصفت القيمة الدلالية بأنها مؤقتة نظراً لأوجه المحدودية في قاعدة المعطيات (أي نقص الدراسات الطويلة الأمد).

كلوريد السيانوجين Cyanogen chloride
يعتبر كلوريد السيانوجين ناتجاً ثانوياً لعملية تشكل الكلورامين. وهو ناتج تفاعل الطلائع العضوية مع حمض تحت الكلوري بوجود شاردة أمونيوم بلغت التركيزات المكتشفة في مياه الشرب المكلورة والمعالجة بالكلورامين 0,4 و1,6 ميكروغرام/لتر، على التوالي.

وكلوريد السيانوجين سريع الاستقلاب إلى سيانيد داخل الجسم. وهناك بعض المعطيات حول السمية الفموية لكلوريد السيانوجين، ولذلك تستند القيمة الدلالية إلى السيانيد.

وقد اقترحت قيمة دلالية قدرها 70 مكروغرام/لتر للسيانيد كإجمالي للمركبات السيانوجينية (انظر الصفحات 46 و47).

الكلوروبكرين Chloropicrin
يتشكل الكلوروبكرين أو نيتروميثان ثلاثي الكلور من جراء تفاعل الكلور مع حموض الهوميك والحموض الأمينية والنتروفينولات ويزداد تشكله بوجود النترات. وتشير المعطيات المحدودة من الولايات المتحدة إلى أن تركيزاته في مياه الشرب تقل عادة عن 5 مكروغرام/لتر.

وقد أبلغ عن انخفاض معدل البُقيا وأوزان جسم نتيجة للتعرض الفموي الطويل في حيوانات التجارب. وتبين أن الكلوروبكرين مُطفِّر من خلال الاختبارات الجرثومية والقايسات في المختبر وفي اللمفاويات ونظراً لارتفاع معدل الوفيات في المقايسة الحيوية الخاصة بالتسرّطن ومحدودية عدد النقاط النهائية المدروسة من خلال دراسة على السمية لمدة 78 أسبوع، اعتبرت المعطيات غير كافية لإثبات قيمة دلالية للكلوروبكرين.

3ـ7 الرصد

يتطلب التنفيذ العملي لمعايير جودة مياه الشرب أو دلائلها جمع وتحليل العينات. وكلتا العمليتين تطرح بعض المشاكل التي إن لم تعالج أفقدت نتائج الراقبة موثوقيتها وقلّلت على فائدة الدلائل. وتوضح هذه الفقرة الصعوبات الرئيسية المرتبطة بذلك كما تحدد الأساليب اللازمة للتعامل معها. وحين يُفترض في برامج جمع العينات وتحليلها أن توفرّ المعلومات الصحيحة حول مياه الشرب، يصبح من الضروري تحديد أغراضها بوضوح وبما لا يدع مجالاً للالتباس. ولذلك سيكون من الضروري، بالمقابل، تحديد دلائل جودة المياه تحديداً دقيقاً قدر المستطاع. كما يتمّ تحديد المواد ذات الأهمية والصيغ العددية للقيم الدلالية بالأهمية الخاصة.

ويمكن لكثير من المواد أن توجد في مياه الشرب وضمن مجموعات شتى من الأشكال أو الأنواع الكيميائية الفيزيائية والتي تختلف خصائص كل منها عن الأخرى اختلافاً ملحوظاً. ولابدّ من اختيار الطرق التحليلية بعناية لكي يكون من الممكن تحديد كافة الأنواع ذات الأهمية واستبعاد الأشكال التي لا أهمية لها. ولذلك فلابد من تحديد كل المواد التي تم تحديد نوعيتها في دلائل جودة المياه بما لا يدع مجالاً للالتباس؛ ولهذا الغرض يجب أن نفترض أن القيم الموصى بها في هذه الدلائل إنما هي لإجمالي التركيزات أي لجميع أشكال المواد الموجودة.

3 ـ 7 ـ 1 تصميم برنامج أخذ العينات

لكي يتسنى تقييم جودة المياه الصالحة للشرب التي يتم إمداد المستهلكين بها، يتطلب الأمر في العادة توافر معلومات حول فترة مفترضة (يمكن أن تتغيرّ خلالها الجودة). ويجب تصميم برنامج أخذ العينات بحيث يغطي كلاً من التغيرات العشوائية والنظامية في جودة المياه وليضمن أن العينات المجموعة مُمثلة لجودة المياه في كل مكان من شبكة التوزيع بأسرها. ويجب أن يكون تواتر أخذ العينات عالياً بما يكفي ليُمكنْ البرنامج من توفير المعلومات واضحة الدلالة مع المثابرة في نفس الوقت على أخذ العينات ومتابعة الجهد التحليلي. ويمكن خفض تواتر أخذ العينات في حال وجود بينة على عدم وجود مواد خصوصية مطلقاً، أو في حالة الحصول على إمدادات المياه من المصادر ذات تعرض محدود للمخلفات الصناعية والمنزلية والزراعية.

وسوف يتوقف أنموذج ومقدار التغييرات المكانية والزمانية في تركيز المقوّمات الموجودة في المياه على كل من مصادرها وسلوكها في نظم التوزيع والخدمة.

ويمكن تصنيف المواد في نموذجين رئيسيين:

النموذج 1 ـ المواد التي يرجح أن يتغير تركيزها خلال التوزيع. على أن تركيز هذه المواد في شبكة التوزيع إنما يتحكم فيه إلى حد بعيد ذلك التركيز الموجود في المياه الداخلة في نظام الإمداد، ولا يطرأ على هذه المواد أي تفاعل داخل نظام التوزيع. ومن الأمثلة على أمثال هذه المواد الارسنيك والكلوريد والفلوريد والعسرة ومبيدات الهوام والصوديوم وإجمالي الجوامد الذائبة.

النموذج 2 ـ المواد التي يمكن أن يتغير تركيزها خلال التوزيع وتتضمن هذه ما يلي:

- المواد التي يتوقف تركيزها خلال التوزيع بصورة رئيسية على تركيزها في المياه الداخلة في نظام الإمداد، ويمكنها مع ذلك أن تشارك في التفاعلات (التي تغير التركيز) داخل نظام التوزيع. ومن الأمثلة على ذلك الألومنيوم والكلوروفورم والحديد والمنغنيز وأيون الهيدروجين (الباهاء).
- المواد التي يقدم لها نظام التوزيع المصدر الرئيسي مثل البنزو[a]بيرين والنحاس والرصاص والزنك.

ولا ينطبق هذا التصنيف إلا على إمدادات المياه داخل الأنابيب. أما في جميع الأنواع الأخرى من الإمدادات فمن المفترض أن ينظر إلى مقومات المياه على أنها مماثلة للمواد الموجودة في النموذج 1.

ويمكن أن تنتمي نفس المادة لفئات مختلفة في نظم التوزيع المختلفة.

تواتر التقييم

يعتبر تواتر أخذ العينات وتقييمها جوهرياً بالنسبة للمقومات المكروبيولوجية، إلا أن الحاجة إلى أخذ العينات وتحليلها بهدف التحكم في المركبات العضوية واللاعضوية ذات الصلة بالصحة والموجودة في مياه الشرب ستكون أقل تواتراً. ينبغي إجراء تقييم شامل بمجرد دخول أي مصدر جديد من مصادر المياه في الخدمة وبمجرد حدوث أي تغيير رئيسي في عمليات المعالجة. ويلي ذلك وجوب تحليل العينات دورياً ويتحدد التواتر بالظروف المحلية. وفضلاً عن ذلك، تعتبر المعلومات المحلية حول التغيرات في مستجمعات مياه الأمطار (وخصوصاً الأنشطة الصناعية والزراعية) على قدر من الأهمية ويمكن استخدامها للتنبؤ بمشكلات التلوث المحتملة وبالتالي الحاجة إلى مراقبة أكثر تواتراً لمركبات نوعية.

ولا يمكن تعميم موضوع تواتر تقييم مياه الشرب بهدف تقييم الخصائص المتعلقة بالطعم والرائحة. فبعض المركبات مثل الصوديوم أو الكلور تكون موجودة في مياه الشرب عند المصدر، وبعضها الآخر يُضاف أثناء عمليات معالجة المياه. ويمكن لخصائص ومقومات أخرى مثل الطعم والحديد والزنك ... الخ أن تتباين تبايناً كبيراً نتيجة لاعتبارات أخرى أو تتباين فيما يتعلق بأنموذج نظام التوزيع وانتشار مشاكل الإتتكال. ومن الواضح أنه للتقييم أن يكون كثير التواتر بالنسبة لبعض المقومات والخصائص، على حين يعد التحديد الأقل تواتراً كافياً حين لا يظهر على المستويات إلا القليل من التغير.

مواقع أخذ العينات

يجب اختيار المواقع الدقيقة لأخذ العينات بعناية وذلك لتأمين عينات ممثلة لكامل الشبكة أو كامل نطاق المشكلة الخصوصية. ولا يمكن إعطاء توصيات دقيقة حول اختيار الموقع

الصحيح نظراً للتعقيدات المتصلة بذلك، وأحْسَنُ ما يكون الاختيار لمواقع أخذ العينات باستعمال المعرفة المحلية فيما يتعلق بالمشاكل النوعية ومصدر المياه ونظام التوزيع.

بالنسبة لمواد النموذج 1، يكفي بوجه عام أخذ عينات من المياه الداخلة في نظام الإمـداد فحسب. وعندما يوجد مصدران أو أكثر من مصادر المياه التي تحتوي على تركيزات مختلفة من مواد النموذج 1 وتقوم بتغذية نفس شبكة التوزيع، عندها قد يقتضي الأمـر إجراء المزيد من أخذ العينات داخل نظام التوزيع.

وتركيزات مواد النموذج 2 عرضة للتغير بين نقاط الإمداد وحنفيات المستهلكين. يمكن أن يحدث العديد من العمليات المترابطة فيما بينها (ومنها على سـبيل المثال انتكال الأنـابيب وترسب الجوامد والتفاعلات بين المواد الموجودة في المياه)، والتي تستدعي جمع عينـات من صنابير المستهلكين. ولا يمكن اختيار الصنابير بموجب قاعدة عامة بـل يجـب أن يتم ذلك بالاعتماد على دراسة الظـرف الخـاص المتعلق بهـا. ويمكـن علـى أيـة حـال، التمييز بين استراتيجيتين متباعدتين لأخذ العينات: (1) اختيار الصنابير علـى أسـاس عشـوائي بصورة كاملة، (2) اختيار الصنابير بأسلوب منهجي على أساس معرفة العوامل التي تؤثر على المواد ذات الأهمية.

وسوف تحدد طبيعة التغييرات المكانيـة في الجـودة ومقدارهـا وأهـداف المراقبـة ماهيـة الأسلوب الأكثر ملاءمة من بين هذه الأساليب (أو توليفة الأسـاليب) الملائمة. ويفضـل أخـذ العينات العشوائية في العـادة عندمـا تكـون التغييرات المكانيـة في الجـودة عشـوائية بصـورة كاملة، ولكنها يمكن أن تكون مثالية في حالة وجود فـروق نظاميـة في الجـودة بـين الأجـزاء المختلفة من نظام التوزيع. فبالنسبة للرصاص، على سبيل المثال، قد لا يكون أخـذ العينـات العشوائي مناسبا في نظام توزيع لا يوجـد فيـه سـوى 1% مـن أنـابيب الخدمـة والتمديـدات المنزلية المصنوعة من الرصاص. ومن ناحيـة أخـرى، قـد يكـون التعويـل الكـامل علـى أخـذ عينات منهجية غير ملائم. وإذا تقرر اعتماد أخـذ العينـات العشـوائي، فسـيكون مـن المهـم اختيار نقاط العينات على أساس عشوائي حقاً مع الحرص على عدم أخذ عينات من مواقـع معينة بانتظام بسبب سهولة الوصول إليها.

أوقات أخذ العينات

سوف تتغير جودة المياه الخام، وكفاءة عمليات المعالجة وتأثيرات نظام التوزيع علـى جـودة مياه الشرب كلها مع الزمن.

فبالنسبة لمواد النموذج 1، يوفر تحليل المياه الداخلـة في نظـام الإمـداد في العـادة أسـاساً ملائماً للمراقبة. ولذلك تتمثل العوامل الرئيسية الـتي تحـدد مواعيـد وتواتـر أخـذ العينـات تركيزات المادة ذات الأهمية وتغيُّرها ومدى التأثر الحاصل من جراء المعالجة، إن وجد.

أمّا تركيزات مواد النموذج 2 فتتأثر بالكثير من العمليات ولذلك تجنح إلى إظهار تغييرات معقدة وغريبة الأطوار مع الزمن. وتتطلب كل حالة (من حيث المادة ونظام التوزيع والحاجـة إلى المعلومات) معاينة مستقلة. وسوف تؤثر أهداف المراقبة تأثيراً كبـيراً علـى عمليـة اختيـار أوقات أخذ العينات.

وإذا كانت التغيرات الزمنية عشوائية بصورة كاملة، كان موعـد أخـذ العينـات غـير ذي أهمية. ويمكن من حيث المبدأ إجراء تقدير إحصائي لعدد العينات الواجب أخذها من صنوبر

معين على مدى فترة مفترضة في مثل هذه الحالات، ولكن المشكلات تظهر بمجرد ظهور التغيرات النظامية.

وعندما تكون هناك تغيرات سريعة في جودة المياه، يمكن للمدى الزمني الفعلي التي يتم خلاله جمع العينة أن يؤثر تأثيراً معتداً على النتائج التحليلية. كما يمكن للعينة المركبة المجموعة على مدى فترة من الوقت أن تعطي قيمة وسطية محسوبة بالزمن، بينما تعطي العينة المفردة قيماً تتوقف إلى حد بعيد على تغيرات دورية وعشوائية. يمكن أن تكون أدوات المراقبة المستمرة ذات فائدة إلا أنها لا تتوفر بوجه عام لكافة التغيرات ذات الأهمية.

ينبغي اختيار مواقع أخذ العينات ومواعيدها معاً إذ توجد حدود لمقدار أخذ العينات والتحليل اللذين يمكن تنفيذهما. وهناك استراتيجيتان على طرفي نقيض: (1) أخذ عينات من الكثير من الحنفيات في مناسبة واحدة فقط أو في قليل من المناسبات لكل واحدة منها، و(2) أخذ عينات من حنفيات أقل عدداً، ولكن بتواتر أكثر. ويجب أن نلاحظ أن الإفراط في تواتر أخذ العينات سيفضي إلى معطيات لا ضرورة لها وبالتالي سيزيد في التكاليف زيادة كبيرة.

ومن الواضح أن الجسامة النسبية للتغيرات المكانية والزمنية ستكون عاملاً هاماً في اختيار الاستراتيجية. وعندما تكون التغيرات المكانية هي الغالبة، يجب توجيه الجهود بوجه عام نحو الاستراتيجية (1) أكثر من توجيهها إلى الاستراتيجية (2) والعكس بالعكس

المراقبة لضمان الالتزام

إذا نظرنا إلى الحدود المرسومة في التشريع الوطني لمواد النموذج 2 على أنها تركيزات لا يجوز تجاوزها في أي وقت أو مكان، عندها يغدو تصميم برنامج أخذ العينات فائق الصعوبة. أمّا في حالة مواد النموذج 1 التي ربما كانت مراقبتها في موقع أو في عدد قليل من المواقع أمراً ضرورياً، تقل الصعوبات، ومع ذلك تظل تنشأ بعض المشكلات.

وإذا كانت المراقبة المستمرة متعذرة، عندها ينبغي أخذ عدد من العينات للتحليل كلّ على حدة وتستنتج جودة الإمداد في الأوقات الأخرى إحصائياً من خلال النتائج. ومن الصعب على كل حال، تقدير القيم القصوى بالاستناد إلى أمثال هذه المعطيات (وخاصة لأن طبيعة التوزيع الإحصائي لتركيزات العينة لن يكون معروفاً في كثير من الأحيان). كما ستنطوي الحدود القصوى المقدرة على أشكال كبيرة نسبياً من عدم اليقين. وفي مثل هذه الظروف، يتطلب الأمر وجود معايير بديلة للحكم على مدى الالتزام. وعلى سبيل المثال، يمكن تحديد معيار الالتزام كالآتي: "لكي لا تتجاوز النسبة المئوية من جميع العينات المحتملة (أي x% من عدد السكان الإحصائي) الحد". وبما أنه لن يتوفر سوى عدد محدود من النتائج، فلابد من التسليم بوجود أشكال من عدم اليقين عند تقدير مثل هذه النسبة المئوية. ولابد من خفض احتمالات خطر التوصل إلى نتائج غير صحيحة، إلى مستويات مقبولة، باختيار رقم مناسب للعينات وحدود مناسبة للخطأ في التحليل. ويمكن بالطبع استخدام معايير أخرى ومنها ـ مثلا، تلك المعايير المبنية على التركيز المتوسط للمادة.

وبالإضافة إلى الأسلوب الإحصائي للحكم على مدى الالتزام، يجب الانتباه إلى اختيار أوقات أخذ العينات (والمواقع، في حالة مواد النموذج 2) فيما يتعلق بسلوكية مادة معينة في نظام التوزيع. وعلى سبيل المثال، تتوافر في حالة الرصاص إمكانية لأنواع شتى من نماذج

العينات مثل عينات القطفة الأولى (أي العينات المأخوذة بعد الركود الليلي)، والعينات النهارية العشوائية والعينات الثجْية ... إلخ. أمّا عينات القطفة الأولى فستحتوي على أعلى تركيزات للرصاص ولكنها ستكون أقل العينات سهولةً في الجمع. وأما العينات الثجية، فإنها تعطي القيم الأكثر اتساقاً ولكنها تعكس الحد الأدنى من تعرّض الماء للرصاص. وأما العينات العشوائية النهارية، فتعطي أكثر المستويات تغيراً على الرغم من أنها تعكس بأكبر قدر من مطابقة الواقع حقيقة المياه التي يشربها المستهلك، وعليه فمن الضروري جمع عينات أكثر لتحديد المستوى المتوسط للتعرض. ويمكن أن تنطبق افتراضات مشابهة لتلك الافتراضات الآنفة الذكر على المواد الأخرى من النموذج 2، على الرغم من أن التغيرات المكانية والزمنية قد تتخذ أنماطاً مختلفة.

وأخيراً، لابد من الانتباه عند النظر في معايير للحكم على مدى الالتزام بحد من الحدود إلى المجال والوقت اللذين سيجري فيهما تقييم الالتزام. وعلى وجه العموم يجب أن يستند المجال إلى كل نظام من نظم توريد المياه على حدة على الرغم من أن تقسيم نظم الإمداد بالمياه إلى أقسام فرعية قد يكون مفيداً إذا اختلفت مواد التوزيع اختلافاً ملحوظاً في أجزاء مختلفة من النظام. وقد يستحسن في بعض الظروف زيادة عدد العينات المجموعة بنسبة حجم الجمهرة المخدومة وذلك لتجنب احتمالات خطر التوصل إلى نتائج خاطئة فيما يتعلق بالالتزام.

3 ـ 7 ـ 2 جمع العينات

يفترض في العينات أن تحقق الشرطين التاليين: (1) أن تكون المياه الداخلة إلى العينة بمثابة عينة تمثيلية، (2) أن لا يتغير تركيز المادة التي يجري تحديدها خلال الفترة الواقعة بين أخذ العينة والتحليل.

حنفيات المستهلكين

قد يتأثر تركيز المادة ذات الأهمية عند جمع كلّ أو جزء من المياه المتدفقة من الصنابير بعاملين رئيسيين هما: معدل التدفق من الحنفية والحجم المأخوذ. ولا تتأثر مواد النموذج 1 بهذه العوامل، في العادة، أما بالنسبة لمواد النموذج 2 فهناك مشكلتان أساسيتان:

- إذا تم استخدام نفس معدل التدفق الذي يستخدم عادة من قبل المستهلك في أخذ العينات، فمن الممكن أن تكون هناك صعوبات في مقارنة مستويات الجودة التي تجري ملاحظتها عند صنابير مختلفة أخذت منها عينات بمعدلات تدفق مختلفة. ومن ناحية أخرى، إذا تم استخدام معدل تدفق موحد للحدّ من هذه المشكلة، فقد لا تعكس مستويات الجودة التي تجري ملاحظتها جودة المياه على الصورة التي يستخدمها المستهلك.
- إذا أخذت العينات في أوقات التغيرّ السريع أو النظامي في جودة المياه، يمكن لحجم العينة التي تم الحصول عليها أن يؤثر على مستويات الجودة التي تجري ملاحظتها. وفي مثل هذه الحالة يجب أن يكون هناك حل عملي لتحديد نوعية الحجم الخصوصي للعينة المطلوب جمعها.

ثبات العينات

قد تتبدل تركيزات المواد المطلوب تحديدها في العينة في الفترة الفاصلة بين أخذ العينة والتحليل نتيجة لما يلي (1) التلوث الخارجي أثناء جمع العينة، (2) التلوث من وعاء العينة، أو (3) العمليات الكيميائية والفيزيائية والبيولوجية في العينة.

يمكن أن تحدث أخطاء خطيرة ما لم تتخذ الاحتياطات المناسبة، وعلى وجه العموم، تم تصميم طرق تحليل معيارية أو طرق تحليل يوصى بها بهدف تجنب التلوث من وعاء العينة وخفض تغييرات التركيز إلى أدنى حد ممكن خلال التخزين. وفضلاً عن ذلك، سوف تتوقف طريقة حفظ العينة في كثير من الأحيان على طريقة التحليل المستخدمة. ومع ذلك ينبغي تنفيذ الاختبارات للتأكد من أن تركيز المادة التي يجري تحديدها لا يتبدل تبدلاً غير مقبول خلال الفترة الواقعة بين جمع العينة وتحليلها.

3 ـ 7 ـ 3 التحليل

عندما يتم تحليل عينة مُمثلة من المياه من أجل مادة ذات أهمية، فسوف تتوقف مضبوطية النتيجة توقفاً كاملاً على ماهية الأخطاء التي قد تظهر خلال التحليل.

وقد أظهرت دراسات المخابر الدولية حدوث أخطاء خطيرة في التحليل في مختبرات معينة، تصل نسبتها أحياناً إلى بضع مئات بالمئة. وعلى وجه العموم، فإن مثل هذا الخطأ التحليلي يبلغ ذروته في المواد الموجودة بتركيزات منخفضة. ويجب أن تكون مراقبة الجودة جزءاً أساسياً من أي برنامج لجمع العينات والتحليل، وخصوصاً عندما يكون من المفروض مقارنة نتائج العمل بمعايير رقمية أو دلائل. وتتوافر في العادة الإجراءات التحليلية المناسبة لبلوغ المعايير المطلوبة من المضبوطية، والمشكلة العملية هي ضمان تطبيقها الصحيح. ولا توجد في بعض البلدان مشاكل تتعلق بتوفر المعدات الضرورية. ولكي يتم تجنب مثل هذه المشكلات سيكون من المهم اتخاذ قرار بصدد الحد الأقصى لإجمالي الخطأ الممكن احتماله لكل مادة على أساس المعلومات المطلوبة من المراقبة (أو الاستعراف)، واستخدام طرائق تحليلية مناسبة وعلى الوجه الصحيح بحيث يتم بلوغ الدقة المطلوبة.

وسيتم في الفقرات التالية النظر في جوانب عامة مختلفة مرتبطة بهاتين النقطتين.

تحديد المضبوطية المطلوبة

تتوقف المضبوطية المطلوبة في أيّ إجراء تحليلي، من حيث المبدأ، على أغراض برنامج جمع العينات والتحليل التي سوف تختلف باختلاف الظروف. ولذلك، لا يمكن وضع تعريف يمكن تطبيقه على نطاق عام للدقة المطلوبة، وسيظل الاهتمام هنا مقصوراً على النظر في أربعة نقاط ذات أهمية خاصة.

- يجب تعريف المضبوطية المطلوبة بأسلوب واضح وكمي، بحيث تتوافر معايير لا لبس فيها من أجل اختيار الطرائق التحليلية المناسبة. وفي حالة غياب مثل هذه المعايير يمكن أن تتحكم في الأسلوب الخبري في اختيار الطرائق عوامل أخرى (مثل السرعة والكلفة) على حساب المضبوطية.
- ونظراً لما ينطوي عليه الهدف الخاص بالمضبوطية في أي تحليل من التحاليل، من التشدد سيزداد الوقت والجهد المطلوبين (والكلفة بناء عليهما) ـ وسيكون ذلك غالباً

على نحـو لا يتناسـب مـع تحسُّن الدقـة. ويفـترض في الممارسـة المتواتـرة الباهظـة التكاليف على أساس مجرد الاعتبارات التحليلية والإحصائية فقط من دون النظـر في الدلالة الحقيقية لخطأ مفترض. وبالنسبة لبعض المـواد عندمـا تكـون ذات تركيـزات منخفضـة، فـإن الخطـأ البـالغ مقـداره ± 50% قـد لا ينطـوي علـى اعتـداد بالنسـبة للصحة. ولذلك يجب تجنب وضع أهداف متشددة لا أهمية لها.

- يمكن لكثـير مـن المـواد الـتي تناولتهـا هـذه الدلائـل أن توجـد في مسـتويات تركيـز منخفضـة جداً. ولذلك سـيكون مـن الراجـح في كثـير مـن الأحيـان أن تكـون حـدود الكشف هو المعيار المفرد الأكثر أهمية في اختيار طريقة التحليل. فمـن الضـروري إذن اسـتعراف أصغر التركيزات ذات الأهمية. وسوف ينظر إلى هـذا الـتركيز، علـى وجـه العموم، على أنه الحد المطلوب للكشف. ولذلك يمكن أن يكون من المفيد تثبيت حـد الكشف المطلوب عند 20% من القيمة الدلالية الموصى بها.
- لابدّ من النظر الدقيق في أسلوب التعبير عن المضبوطية المستهدفة. ويجب التعبير عن المضبوطية المستهدفة بالخطأ الإجمالي الأقصـى الممكـن تحمُّلـه مـع تحديـد لمسـتوى الموثوقية.

اختيار الطرائق التحليلية المناسبة

صـدرت مجموعات متنوعة من الطرائق "المعيارية" أو "الموصـى بهـا" لتحليـل الميـاه مـن قبـل عدد من الوكالات الوطنية والدولية. ويعتقـد غالبـاً أنـه يمكـن تحقيـق المضبوطيـة التحليليـة المناسبة من دون مشاكل على أن تستخدم جميع المخابر نفس الطريقة المعيارية. وتدل الخبرة على أن الحال ليس كذلك، حيث يمكن لمجموعة مختلفة من العوامل خارج الكائن أن تؤثـر على مضبوطية النتائج. ومن الأمثلة على ذلك نقاوة الكاشف ونموذج الجهاز وإنجازه ودرجـة تعديل الطريقة في مختبر معين وكذلك مهارة القائم على التحليل ودرجة عنايته. ومن الراجح أن تتباين هذه العوامل بين كل من المخابر والوقـت الإضـافي في كـل مختـبر مـن المختـبرات. وفضلاً عن ذلك، تتوقف المضبوطية التي يمكن تحقيقها بطريقة خاصة على طبيعـة وتركيـب العينة. وليس مـن الضـروري استخدام طرائـق معياريـة إلا في حالـة المتغيرات "اللانوعيـة" كالطعم والرائحة واللون والعكر. وفي هذه الحالات، يتم تحديد النتيجة من خـلال الأسـلوب المستخدم، ومن الضروري أن تستخدم جميع المختبرات طرائق متماثلـة إذا اقتضـى الأمـر إذا كان يراد الحصول على نتائج قابلة للمقارنة.

هناك عدد من الاعتبارات الهامة في اختيار الطرق التحليلية:

- الاعتبار الغالب هو أن الطريقة المختارة يمكن أن تـؤدي إلى المضبوطيـة المطلوبـة. أمـا العوامل الأخرى، مثل السرعة والملاءمة، فلا ينبغي أن يُنْظر فيهـا إلاّ عنـد اختيـار الطرق التي تحقق هذا المعيار الأولي.
- هناك عدد من إجراءات قياس الأخطاء التي تتعرض لها الطرائق والتبليغ عنها. وهي إجراءات تختلف اختلافاً ملحوظاً مما يُعقد فعالية اختيار الطرائق ويلحق الضرر بهـا مع إمكانية تجنبه، وقـد قُدمت اقتراحـات لتقييس أمثـال هـذه الإجـراءات. ومـن المستحسن نشر تفاصيل جميع الطرائق التحليلية معاً بالإضافة إلى خصـائص الإنجـاز التي يمكن شرحها على نحو لا لبسَ فيه.

• إذا مسّت الحاجة إلى مقارنة نتائج تحليلية من أحد المختبرات بنتائج من مختبرات أخرى و/أو بمعيار عددي فسيكون من الأفضل بوضوح بالنسبة لها أن لا يكون هنالك خطأ منهجي ملازم. وهذا غير ممكن في مجال الممارسة، ولكن ينبغي على كل مختبر أن يختار الطرائق التي تم تقييم أخطائها المنهجية بدقة وثبت أنها من الضآلة بحيث يمكن قبولها.

مراقبة الجودة التحليلية

مهما كانت الطريقة المختارة فلابدّ من تنفيذ إجراءات مراقبة الجودة التحليلية لضمان أن تكون النتائج التي تسفر عنها ذات مضبوطية كافية. ونظراً لاتساع مجال المواد والطرائق والمعدات ومتطلبات المضبوطية التي يرجح أن يكون لها دور في مراقبة مياه الشرب فسوف يمّس هذا الكثير من الجوانب العملية التفصيلية الخاصة بمراقبة الجودة التحليلية. وتقع هذه خارج نطاق هذا الكتاب الذي لا يمكنه إلا أن يعطي مجرد فكرة عن الأسلوب المعني بذلك.

ولابد قبل تحليل العينات بالطريقة المختارة من إجراء اختبارات تمهيدية من قبل كل مختبر على حدة لتقديم تقديرات لدقتها (الخطأ العشوائي في النتائج). ويمكن أن يبدأ التحليل الروتيني للعينات (مع اقترانه باختبارات نظامية للدقة) عندما تكون نتائج الإختبارات الأولية ذات أخطاء من الضآلة بحيث يمكن قبولها. وهذه الاختبارات الأولية تستطيع، بل يجب، أن تتحقق من مصادر معينة للأخطاء المنهجية ولكن هذا يعتبر عادة بالغ الصعوبة بالنسبة للمختبر الروتيني. وهذا يؤكد الحاجة إلى الاختبار السليم للطرائق كما يؤكد أيضاً الحاجة إلى شكل آخر من أشكال مراقبة الجودة التحليلية ألا وهو الاختبار بين المختبرات. ويعد مثل هذا الاختبار في العادة أفضل أسلوب مفرد للكشف عن الخطأ المنهجي ولكن لا يجوز تنفيذه إلا بعد الإنجاز المُرضي لاختبارات الدقة التمهيدية. وقد تنجم بعض الصعوبات عند تنفيذ برنامج مراقبة الجودة التحليلية إذا كان على المختبر التنسيقي التعامل مع عدد كبير من المختبرات الأخرى أو إذا كانت المختبرات شديدة التباعد فيما بينها. يمكن للترتيب الهرمي للمختبرات التنسيقية والمشاركة أن تُمكنْ من التغلب على أي من هذه العقبات.

4. الجوانب الإشعاعية

4. 1 المقدمة

لقد استندت المستويات الدلالية الموصى بها من أجل النشاط الإشعاعي في مياه الشرب في الطبعة الأولى من "دلائل جودة مياه الشرب" الصادرة عام 1984 إلى المعطيات المتوافرة آنذاك حول احتمالات خطر التعرض لمصادر الإشعاع. ومنذ ذلك الوقت، أخذت تتوافر معلومات إضافية حول العواقب الصحية الناجمة عن التعرض للإشعاع، وتمت مراجعة تقديرات المخاطر والتوصيات الصادرة عن الهيئة الدولية للحماية من الإشعاع (ICRP). وتم أخذ هذه المعلومات الجديدة بعين الاعتبار عند إعداد التوصيات الواردة في هذا الفصل.

والغاية من هذه التوصيات الخاصة بالمواد المشعة في مياه الشرب هو توجيه السلطات المختصة في مجال تحديد ما إذا كانت المياه ذات جودة مناسبة وصالحة للاستهلاك البشري.

4 ـ 1 ـ 1 التعرض للإشعاع البيئي

ينشأ الإشعاع البيئي عن عدد من المصادر التي توجد بصورة طبيعية أو يصنعها الإنسان. وقد قدرت اللجنة العلمية الخاصة بتأثيرات الإشعاع الذري، التابعة لهيئة الأمم المتحدة (UNSCEAR) أن التعرض لمصادر الإشعاع الطبيعية يسهم بأكثر من 98% من الجرعة الإشعاعية التي يتعرض لها السكان (مع استبعاد التعرض الطبي). ولا يوجد إلا إسهام بالغ الضآلة من جهة إنتاج الطاقة النووية والأسلحة النووية. ويبلغ المعدل العالمي للتعرض البشري له من المصادر الطبيعية 2.4 mSv/سنة. وهناك تغييرات محلية كبيرة تطرأ على هذا التعرض وهي تتوقف على عدد من العوامل، مثل الارتفاع عن مستوى سطح البحر، ومقدار ونوع النوكليدات المشعة الموجودة في التربة، والمقدار الداخل إلى الجسم عن طريق الهواء والغذاء، والمياه. ويعتبر إسهام مياه الشرب في التعرض ضئيلاً جداً وينجم إلى حد بعيد عن ظهور نوكليدات مشعة بصورة طبيعية في سلسلة بلي اليورانيوم والثوريوم.

ويمكن أن تزداد مستويات النوكليدات المشعة الطبيعية في مياه الشرب نتيجةً لعدد من الأنشطة البشرية. كما يمكن أن تدخل النوكليدات المشعة إمدادات مياه الشرب من دورة الوقود الذرى ومن الاستخدامات الطبية، والاستخدامات الأخرى للمواد المشعة، وتبقى إسهامات أمثال هذه المصادر في العادة محدودة بسبب المراقبة التنظيمية للمصدر أو الممارسة، ومن خلال هذه الآلية التنظيمية ينبغي اتخاذ الإجراء العلاجي في حالة كون مثل هذه المصادر مثيرة للقلق بتلويثها لمياه الشرب.

4 ـ 1 ـ 2 العواقب الصحية المحتملة للتعرض للإشعاع

يمكن للتعرض للإشعاع المؤيِّن سواء أكان طبيعياً أو من صنع الإنسان، أن يتسبب في نوعين من الآثار الصحية. ويطلق على التأثيرات التي تتناسب شدة ضررها الناجم مع الجرعة،

والتي توجد لها عتبة لا يحدث التأثير في حالة كون الجرعة دونها، اسم التأثيرات "التحديدية". وفي الظروف الطبيعية، تكون الجرعة التي تم تلقيها من إشعاع طبيعي وتعرضات روتينية ناجمة عن ممارسات خاضعة لأنظمة معينة دون مستويات العتبة إلى حد بعيد، وبالتالي لا تعد التأثيرات التحديدية وثيقة الصلة بهذه التوصيات.

وتعرف التأثيرات التي تتناسب فيها احتمالية الحدوث مع الجرعة باسم "الآثار العشوائية المحتملة"، ومن المفترض أن لا يكون هناك عتبة لا تحدث التاثيرات دونها. أما التأثير العشوائي المحتمل الرئيسي الباعث للقلق فهو السرطان.

ولما كانت الأنواع المختلفة من الإشعاعات تتميز بفعالية بيولوجية مختلفة ولما كانت الأعضاء والأنسجة المختلفة في الجسم تتميز بحساسيات مختلفة للإشعاع، فقد قدمت الهيئة الدولية للحماية من الإشعاعات (ICRP) عوامل قياس للإشعاع والأنسجة لتأمين مقياس لتأثير معادل. ويعطي مجموع الجرعة الموزونة مضاعفة والتي تلقتها جميع الأنسجة والأعضاء في الجسم، مقياساً لإجمالي الأذى ويشار إليه باسم الجرعة الفعالة. وبالإضافة إلى ذلك، يمكن للنوكليدات المشعة التي يتم إدخالها إلى الجسم أن تستديم، وفي بعض الحالات، يمكن أن يمتد التعرض إلى كثير من الشهور أو السنوات. وتعد الجرعة الفعالة الداخلة مقياساً لإجمالي الجرعة الفعّالة التي يتم التعرّض لها على مدى العمر نتيجة مدخول من النوكليدات المشعة. وهذا المقياس للتعرض هو الذي يمت بصلة إلى المناقشة الحالية، أما فيما يلي فيشير مصطلح "جرعة" إلى الجرعة الفعّالة الداخلة التي يُعبّر عنها بالسيفرْت (وحدة الإشعاع الممتص في النظام الدولي) Sieverts (Sv). ويتمثل احتمال خطر النتائج الصحية الضائرة الناجمة عن التعرض للإشعاع في دالّة للجرعة الإجمالية التي تم تلقيها من جميع المصادر. وقد تم وضع تقدير منقح لاحتمال الخطر (أي توقع رياضي) للسرطان المميت على مدى العمر لعامة السكان من قبل الهيئة الدولية للحماية من الإشعاع وهو 5×10^{-2} في السيفرْت. (وهذا لا يتضمن احتمال الخطر الإضافي الضئيل على الصحة من السرطانات غير المميتة أو من التأثيرات الوراثية).

4 ـ 1 ـ 3 توصيات

- يبلغ المستوى المرجعي الموصى به للجرعة الفعالة الداخلة 0.1 mSv من استهلاك سنة واحدة من مياه الشرب. يمثل هذا المستوى المرجعي للجرعة أقل من 5% من الجرعة الفعالة الوسطية التي يمكن أن تعزى سنوياً لإشعاع الخلفية الطبيعي.
- تعد مياه الشرب تحت هذا المستوى المرجعي للجرعة مقبولة بالنسبة للاستهلاك البشري، ويعد أي إجراء يهدف إلى خفض النشاط الإشعاعي غير ضروري.
- تبلغ تركيزات النشاط الدلالية الموصى بها للأغراض العملية 0.1 بيكيريل/لتر لإجمالي نشاط ألفا و1 بيكيريل/لتر لإجمالي نشاط بيتا.

وتنطبق التوصيات على الشروط التشغيلية الروتينية لإمدادات المياه الحالية أو الجديدة. ولا تنطبق على إمدادات مياه ملوثة خلال حالات الطوارئ التي يحدث فيها إصدار نوكليدات مشعة في البيئة. إن الدلائل التي تغطي حالات الطوارئ موجودة في موضع آخر (انظر ثبت المراجع).

كما أن التوصيات لا تفرّق بين النوكليدات المشعة الطبيعيـــة والنوكليدات التي هـي من صنع الإنسان.

2.4 تطبيق المستوى المرجعي للجرعة

لابدّ، من أجل الأغراض العملية، أن يتم التعبير عـن المســتوى المرجعي بأنـه تركـيز نشاط النوكليدات الموجودة في مياه الشرب.

ولا تتوقف جرعة النشاط الإشعاعي الواردة للإنسان عن طريق مياه الشرب على المدخـول منه فحسب بـل تتوقـف أيضـاً علـى اعتبـارات استقلابية وعلـى اعتبـارات تتعلـق بقيـاس الجرعات. وتفترض تركيزات النشاط الدلالية مدخولاً من إجمالي المادة المشـعة مـن استهلاك 2 لتر من المياه في اليوم لمدة سنة ويتم حسابها بالاستناد إلى الاستقلاب عند أحد البـالغين. ولا يتطلب تأثير العمر على الاستقلاب ولا الاختلافات في استهلاك مياه الشـرب أي تعديـل على تركيزات النشاط الدلالية، المبنية على أسـاس التعرض علـى مـدى العمـر والـتي تؤمّـن هامشاً مناسباً للســلامة. وقد جـرى تضمـين الاعتبـارات الاسـتقلابية والاعتبـارات الخاصـة بقياس الجرعــة الشعاعية في وضـع عوامـل عكـس الجرعـة المعبر عنهـا بالسـيفرت مقـابل البيكريل، وهي عوامل تربط بين جرعة معّبر عنها بالسيفرت وبين كمية المادة المشـعة الـتي تم ابتلاعها بالبيكريلات.

والأمثلـة علـى تركـيزات النوكليـدات المشـعة (الـتركيزات المرجعيـة) المناسـبة للمسـتوى المرجعي للجرعة 0,1 mSv/سنة، مبّينة في الجدول 8. وتم حسـاب هـذه الـتركيزات باسـتخدام عوامل عكس الجرعة الخاصة بالهيئة الوطنيـة للحمايـة مـن الإشـعاعات في المملكـة المتحـدة بموجب الصيغة:

التركيز المرجعي (بيكيريل/لتر)

$$= \frac{1 \times 10^{-4} \text{ (سيفرت/سنة)}}{730 \text{ (لتر/سنة)} \times \text{عامل عكس الجرعة (سيفرت/بيكيريل)}}$$

$$= \frac{1,4 \times 10^{-7} \text{ (سيفرت/لتر)}}{\text{عامل عكس الجرعة (سيفرت/بيكيريل)}}$$

وقد أوصت الدلائل السابقة باستخدام وسطي لإجمالي الألفا وتركيز نشاط لإجمـالي البيتـا من أجل التحرّي الروتيني. وتم تحديد هذين بالرقمين 0.1 بيكيريل/لـتر و 1 بيكـيريل/لـتر، على التوالي. والجرعات المرتبطة بمسـتويات إجمـالي الألفـا ونشـاط إجمـالي البيتـا مـن أجـل النوكليدات المشعة مبيّنـة في الجـدول 9. وبالنسـبة لبعـض النوكليـدات المشـعة مثـل، ^{226}Ra و ^{90}Sr، تقلّ الجرعة المرتبطة بها كثيراً عن 0,1 mSv في السنة. كما يمكن أن نلاحظ من هـذا الجدول أيضاً أنه إذا كانت نوكليـدات مشـعة معينـة مثـل ^{232}Th و ^{228}Ra و ^{210}Pb، مسـؤولة بمفردها واحدة بعد الأخرى عن 0,1 بيكـيريل/لـتر لإجمـالي نشـاط الألفـا أو 1 بيكـريل/لـتر لإجمالي نشاط البيتا، فسيتم عندئـذ تجـاوز المسـتوى المرجعـي للجرعـة البـالغ 0,1 mSv في

جدول 8 ـ تركيز النشاط في نوكليدات مشعة متنوعة في مياه الشرب تتناسب مع جرعة قدرها 0,1 mSv من مدخول عام واحد

نوكليدات مشعة[أ]	عامل عكس الجرعة (سيفرت/بيكيريل)[ب]	قيمة مدورة محسوبة (بيكيريل /لتر)
^{3}H	$1,8 \times 10^{-11}$	7800
^{14}C	$5,6 \times 10^{-10}$	250
^{60}CO	$7,2 \times 10^{-9}$	20
^{89}Sr	$3,8 \times 10^{-9}$	37
^{90}Sr	$2,8 \times 10^{-8}$	5
^{129}I	$1,1 \times 10^{-7}$	1
^{131}I	$2,2 \times 10^{-8}$	6
^{134}Cs	$1,9 \times 10^{-8}$	7
^{137}Cs	$1,3 \times 10^{-8}$	10
^{210}Pb	$1,3 \times 10^{-6}$	0,1
^{210}Po	$6,2 \times 10^{-7}$	0,2
^{224}Ra	$8,0 \times 10^{-8}$	2
^{226}Ra	$2,2 \times 10^{-7}$	1
^{228}Ra	$2,7 \times 10^{-7}$	1
^{232}Th	$1,8 \times 10^{-6}$	0,1
^{234}U	$3,9 \times 10^{-8}$	4
^{238}U	$3,6 \times 10^{-8}$	4
^{239}Pu	$5,6 \times 10^{-7}$	0,3

(أ) بالنسبة لـ ^{40}K انظر الصفحة 118، وبالنسبة لـ ^{222}Rn انظر الفقرة 4 ـ 2 ـ 3.
(ب) القيم الواردة من الهيئة الوطنية للحماية من الإشعاع. جرعات عضوية مكافئة داخلة وجرعات فعالة داخلة من مدخولات النوكليدات المشعة.

السنة. ولكن هذه النوكليدات المشعة لا تمثل سوى جزءً صغيراً من إجمالي النشاط. وبالإضافة إلى ذلك، يمكن أن يرتبط النشاط المرتفع لهذه النوكليدات المشعة بأنشطة عالية من نوكليدات مشعة أخرى. وهذا من شأنه أن يرفع تركيز نشاط إجمالي الألفا أو إجمالي بيتا إلى ما فوق مستوى الإستقصاء ويستثير تحاليل معينة للنوكليدات المشعة. ولذلك تستمر التوصية بالقيم البالغة 0,1 بيكيريل/لتر لإجمالي نشاط الألفا و 1 بيكيريل/لتر لإجمالي نشاط البيتا كمستويات للتحري في مياه الشرب ولن تكون هناك حاجة لأي عمل آخر حين تنخفض مستويات التحري عن هذه.

ولا يمكن الكشف عن النوكليدات المشعة التي تنبعث منها جزئيات بيتا منخفضة الطاقة مثل ^{3}H و ^{14}C، أو بعض النوكليدات المشعة الغازية أو الطيارة مثل ^{222}Rn و ^{131}I، بطرائق القياس المعيارية. ولا تشمل قيم متوسط أنشطة إجمالي الألفا والبيتا أمثال هذه النوكليدات المشعة، وإذا اشتبه بوجودها عندها يجب استخدام تقنيات خاصة لجمع العينات وقياسات خاصة.

الجدول 9 ـ أمثلة على الجرعات الناشئة عن سنة من استهلاك مياه الشرب المحتوية على أي من النوكليدات المفترضة التي تصدر منها أشعة ألفا بتركيز نشاط قدره 0,1 بيكيريل/لتر أو النوكليدات المشعة التي تصدر أشعة بيتا بأي تركيز لنشاط قدره 1 بيكيريل/لتر[1]

النوكليدات المشعة	الجرعة (mSv)
مُصْدِرات ألفا (0,1 بيكيريل/لتر)	
^{210}Po	0,045
^{224}Ra	0,006
^{226}Ra	0,016
^{232}Th	0,130
^{234}U	0,003
^{238}U	0,003
^{239}Pu	0,04
مُصْدِرات بيتا (1 بيكيريل/لتر)	
^{60}Co	0,005
^{89}Sr	0,003
^{90}Sr	0,020
^{129}I	0,080
^{131}I	0,016
^{134}Cs	0,014
^{137}Cs	0,009
^{210}Pb	0,95
^{228}Ra	0,20

وليس من الضروري أن نفترض أن المستوى المرجعي للجرعة قد تم تجاوزه لمجرد أن تركيز إجمالي نشاط بيتا يقارب أو يتجاوز 1 بيكيريل/لتر. ويمكن لهذه الحالة أن تنشأ عن وجود النوكليد المشع ^{40}K الذي يشكلُ حوالى 0,01% من البوتاسيوم الطبيعي. ويتم امتصاص العنصر الأساسي، البوتاسيوم تحت مراقبة سكونية مِثلية ويحدث بصورة رئيسية من الغذاء الذي يتم ابتلاعه. وعلى هذا سيكون الإسهام في الجرعة الواردة من ابتلاع الـ ^{40}K عن طريق مياه الشرب، مع عامل عكس التركيز المنخفض نسبياً (5×10^{-9} سيفرت/بيكريل)، أقل بكثير من الإسهام الوارد من كثير من النوكليدات المشعة المُصدرة للبيتا. ويمكن توضيح هذه الحالة باستعراف نوكليدات مشعة نوعية في العينة.

4 ـ 2 ـ 1 الطرائق التحليلية

نشرت المنظمة الدولية للتقييس (ISO) طرائق معيارية لتحديد تركيزات إجمالي نشاط ألفا ونشاط بيتا في المياه. وعلى الرغم من أن حدود الكشف تتوقف على النوكليدات المشعة الموجودة، فمن الواجب أن تكون الجوامد الذائبة في العينة، وشروط التعداد، ومستويات

تركيزات أنشطة إجمالي ألفا وبيتا الموصى بها أعلى من حدود الكشف. ويبلغ حد الكشف الذي نشرته المنظمة الدولية للتقييس لنشاط ألفا المبني على أساس ^{239}Pu 0,04 بيكيريل/لتر، بينما يتراوح حد الكشف الخاص بنشاط إجمالي بيتا والمبني على أساس ^{137}Cs بين 0,04 و 0,1 بيكيريل/لتر في السنة.

وبالنسبة لتحاليل النوكليدات المشعة النوعية في مياه الشرب، هناك مصادر خلاصات وافية عامة بالإضافة إلى طرائق نوعية في المراجع التقنية (انظر ثبت المراجع).

4 ـ 2 ـ 2 إستراتيجية لتقييم مياه الشرب

إذا ما تم تجاوز تركيز نشاط إجمالي ألفا البالغ 0,1 بيكيريل/لتر أو تركيز إجمالي نشاط بيتا البالغ 1 بيكيريل/لتر عندها، يجب استعراف النوكليدات المشعة النوعية وقياس تركيزات نشاطها كل على حدة. ومن خلال هذه المعطيات، يجب إجراء تقدير للجرعة لكل واحدة من النوكليدات المشعة مع تحديد مجموع هذه الجرعات. ومتى تم تحقيق الصيغة المضافة التالية، لا يحتاج الأمر لأي إجراء آخر.

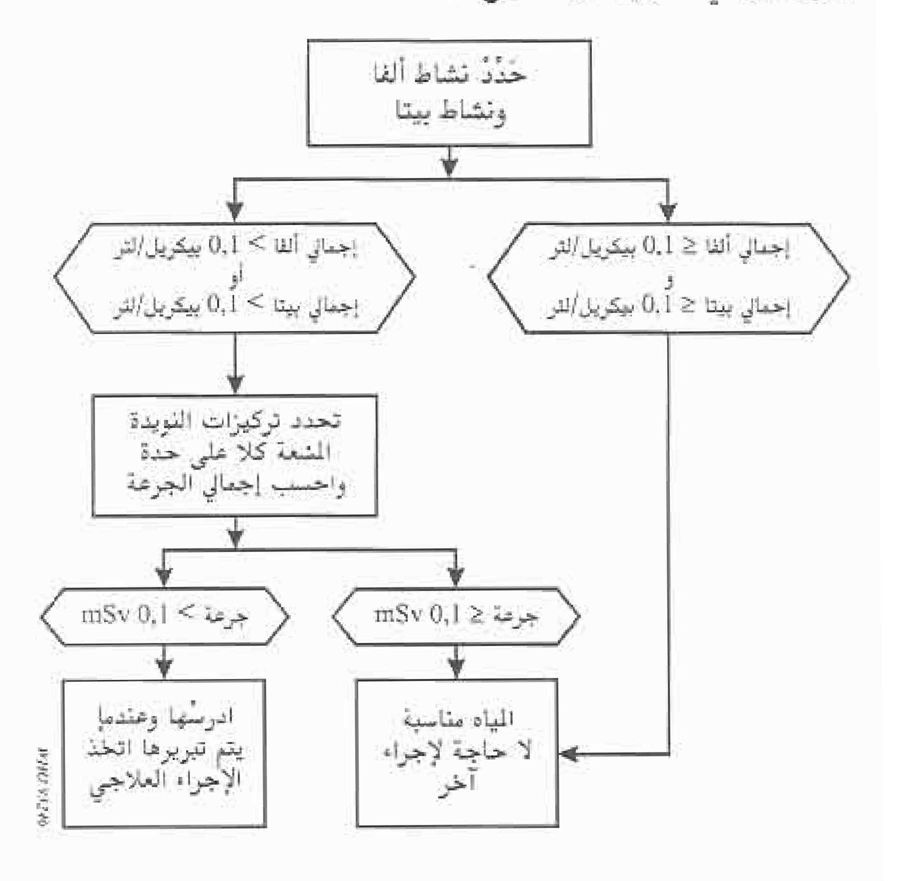
$$\sum_i \frac{C_i}{RC_i} \leq 1$$

حيث تمثل C_i تركيز النشاط الذي تم قياسه للنوكليده المشعة i و RC_i تمثل تركيز النشاط المرجعي للنوكليده المشعة i، التي سوف تفضي بمدخول قدره 2 لتر في اليوم لمدة عام، إلى جرعة فعالة داخلة قدرها 0,1 mSv (انظر الجدول 8).

وإذا اشتبه بنوكليدات مشعة تصدر أشعة ألفا مع عوامل عكس عالية، يمكن وضع هذه الصيغة المضافة أن توضع موضع التنفيذ أيضاً عند الاقتراب من قيم التحري لنشاط إجمالي ألفا وإجمالي بيتا البالغ 0.1 بيكريل/لتر و 1 بيكريل/لتر. وعندما يتجاوز المجموع الوحدة من أجل عينة مفردة، لن يتم تجاوز المستوى المرجعي للجرعة والبالغ 0.1 mSv إلا إذا كان يفترض أن يستمر التعرض لنفس التركيزات المقاسة لعام كامل. وعليه، فإن مثل هذه العينة لا توحي بحد ذاتها بأن المياه غير صالحة للاستهلاك وأن من الواجب أن ينظر إليها على أنها مجرد مستوى يتطلب الأمر عنده مزيداً من التقصّي، بما في ذلك أخذ عينات إضافية.

ويجب فحص الخيارات المتوافرة لدى السلطات المتخصصة فيما يتعلق بخفض الجرعة. وحين يجري النظر في الإجراءات العلاجية فمن الواجب أولاً تبرير أي استراتيجية تؤخذ بعين الاعتبار (من حيث كونها تحقق فائدة إيجابية صافية) ومن ثم يتم تقريبها إلى الصورة المثلى وفقاً لتوصيات الهيئة الدولية للحماية من الإشعاع وذلك لتحقيق الفائدة القصوى الصافية. وقد لخصنا تطبيق هذه التوصيات في الشكل 1.

الشكل 1 ـ تطبيق التوصيات الخاصة بالنوكليدات المشعة في مياه الشرب على أساس المستوى المرجعي السنوي للجرعة البالغ 0,1 mSv



4 ـ 2 ـ 3 الرادون

هناك مصاعب في تطبيق المستوى المرجعي للجرعة من أجل اشتقاق تركيز نشاط للـ ^{222}Rn في مياه الشرب وتنشأ هذه الصعوبات نتيجة لسهولة انطلاق الرادون من المياه أثناء معالجتها وأهمية سبيل الاستنشاق. فمجرد تحريك ونقل المياه من وعاء لآخر يساعد على تحرر الرادون المذاب. وينخفض نشاط الرادون في الماء إذا ترك ساكناً، ويختفي تماماً بالغليان. ونتيجة لذلك، يجب أخذ شكل المياه المستهلكة بعين الاعتبار عند تقييم الجرعة المأخوذة من الابتلاع. وفضلاً عن ذلك، سيزيد استخدام إمدادات المياه في استعمالات منزلية أخرى من مستويات الرادون في الهواء، وبذلك تزداد جرعة الاستنشاق. وتتوقف هذه الجرعة إلى حد ملحوظ على شكل الاستخدام المنزلي وهندسة المنزل. ويتباين شكل مدخول المياه

والاستعمالات المنزلية للمياه وهندسة المنازل تباينـاً كبيراً في أرجاء العالم.ولذلك يستحيل اشتقاق وتركيز لنشاط الرادون في مياه الشرب يمكن تطبيقه على نطاق عالمي.

ويبلغ الوسط العالمي للجرعة من استنشاق الرادون من كافة المصادر حوالي 1 mSv/سنة وهذا يعادل تقريباً نصف إجمالي التعرض الطبيعي للإشعاع. وعلى سبيل المقارنة، تعد الجرعة العالمية من ابتلاع الرادون عن طريق مياه الشرب منخفضة نسبياً. أمّا في الحالات المحلية فقد يكون احتمال الخطر من الاستنشاق والابتلاع متعادلين تقريباً. ولهذا السبب ولأن من الممكن أن تكون هناك مصادر أخرى لدخول غاز الرادون إلى المنازل، فإنه لا يمكن النظر إلى الابتلاع بمعزل عن التعرض عن طريق الاستنشاق.

ويجب تقييم هذه العوامل على المستوى الإقليمي أو الوطني من قبل الجهات المختصة وذلك لتحديد ما إذا كان المستوى المرجعي للجرعة البالغ قدره 0.1 mSv مناسباً لهذا الإقليم ولتحديد تركيز نشاط يمكن أن يستخدم لتقييم ملاءمة إمدادات المياه. ولا يكفي أن تستند هذه الأحكام إلى مجرد التعرض عن طريق الابتلاع أو الاستنشاق الناجمين عن إمدادات المياه، بل يجب أن تستند أيضاً إلى جرعات الاستنشاق من مصادر أخرى للرادون في المنزل. وفي هذه الأحوال، قد يبدو أن من الضروري إعتماد أسلوب متكامل مع تقدير الجرعات الواردة من كافة مصادر الرادون، وخصوصا لتحديد الإجراء الأمثل الواجب اتخاذه عندما يعتبر التدخل أمراً لابدّ منه.

5. جوانب المقبولية

1.5 المقدمة

مما لا شك فيه أن أحرى المقوّمات بأنْ لا نرغب في وجودها في مياه الشرب تلك المقومات القادرة على إحداث تأثير مباشر على الصحة العامة والتي وضعت قيم دلالية من أجلها. وتدبير هذه المواد متروك للمنظمات المسؤولة عن تأمين إمدادات المياه، وإنما يترك ذلك لهذه المنظمات ليكون على ثقة من أن هذه المهمة يتم الاضطلاع بها بروح من المسئولية والكفاءة.

ولا تتوافر لدى المستهلكين، إلى حد بعيد، الوسائل اللازمة للحكم على سلامة مياه الشرب العائدة لهم، بأنفسهم، ولكن موقفهم من إمدادات المياه سيتأثر إلى حد بعيد بجوانب جودة المياه القادرين على إدراكها بحواسهم. ولذلك فمن الطبيعي بالنسبة للمستهلك أن ينظر باشتباه شديد إلى المياه التي تبدو غير نظيفة أو متغيرة اللون أو تتميز بطعم أو رائحة غير مستحبّيْن، على الرغم من أن تلك الخصائص قد لا تكون بحد ذاتها ذات تأثير مباشر على الصحة.

إن تأمين مياه الشرب لا يعني تأمين المياه الآمنة فحسب بل يعد تأمين المياه التي تمتاز أيضاً بمظهرها وطعمها ورائحتها المستحبة لدى المستهلك من الأولويات الأولى. أما المياه التي لا تبعث على الرضا من هذه الناحية فمن شأنها أن تقوّض ثقة المستهلك، وتؤدي إلى الشكاوى وربما دفعته إلى استخدام مياه من مصادر أقل سلامة. وإلى اللجوء إلى المياه المعبأة في القوارير، والباهظة الثمن، وإلى أجهزة المعالجة المنزلية، التي يمكن أن يكون لبعضها آثار ضائرة فيما يتعلق بجودة المياه.

ويمكن أن تتأثر مقبولية جودة المياه لدى المستهلكين بكثير من المقوّمات المختلفة، وقد أشير إلى أغلب المواد التي وضعت القيم الدلالية من أجلها، وإلى تلك المواد التي تؤثر على طعم ورائحة المياه (في الفقرة 3 ـ 6). وهناك أيضاً عدد من مقوّمات المياه الأخرى التي ليس لها آثار مباشرة على الصحة بالتركيزات التي تظهر بها في المياه عادة ومع ذلك يعترض عليها المستهلكون لأسباب متباينة.

ويتوقف التركيز الذي تكون به أمثال هذه المواد منفرّة للمستهلك على عوامل فردية ومحلية، بما في ذلك جودة المياه التي اعتاد عليها الناس، بالإضافة إلى اعتبارات شتىّ اجتماعية واقتصادية وثقافية. وفي مثل هذه الظروف، لن يكون من المناسب وضع قيم دلالية نوعية للمواد التي تؤثر على مقبولية المياه لدى المستهلكين وليس لها علاقة مباشرة بالصحة.

لقد أشير في البيانات الموجزة التالية، إلى المستويات التي يرجح أن تثير الشكاوى من قبل المستهلكين. وهذه ليست أرقاماً دقيقة، وقد تنجم بعض المشكلات في مستويات أدنى أو أعلى بكثير تبعاً للظروف الفردية والمحلية.

5.2 بيانات موجزة

5 - 2 - 1 المتثابتات الفيزيائية

اللون

ينجم لون مياه الشرب عادة عن وجود مادة عضوية قلوية (حموض الهوميك والفولفيك في المقام الأول) مرتبطة بأجزاء الدبال الموجودة في التربة. كما يتأثر اللون تأثراً كبيراً بوجود الحديد وغيره من المواد، إما على شكل شوائب طبيعية أو نواتج إتتكال. كما يمكن أن ينجم عن تلوث مصدر المياه بالصبوبات الصناعية ويمكن أن تكون هذه بمثابة المؤشر الأول لحالة خطرة. ولابد من استقصاء مصدر اللون في مياه الشرب، وخصوصاً عند حدوث تغيير أساسي.

ويمكن الكشف عن الألوان التي تزيد عن 15 TCU (وحدات اللون الحقيقية) في كأس من المياه ومن قبل معظم الناس. أما الألوان التي يقل مستوى وحدات اللون الحقيقية فيها عن 15 فهي عادة مقبولة لدى المستهلكين، ولكن يمكن للمقبولية أن تختلف باختلاف الظروف المحلية.

ولم تُقترح قيمة دلالية من أجل الصحة فيما يتعلق باللون في مياه الشرب.

الطعم والرائحة

ينشأ كل من الطعم والرائحة من مصادر أو عمليات طبيعية أو بيولوجية (على سبيل المثال المكروبات المائية)، أو التلوث بالمواد الكيميائية أو عن ناتج ثانوي لمعالجة المياه (مثل الكلورة). يمكن للطعم والرائحة أن يتطورا خلال فترة التخزين والتوزيع.

ويمكن أن يكون لكل من الطعم والرائحة في مياه الشرب دلالة على شكل ما من أشكال التلوث أو سوء الأداء أثناء معالجة المياه أو توزيعها. ويجب استقصاء أسباب الطعم والرائحة كما يجب استشارة الجهات الصحية المختصة، وخصوصاً عند حدوث تغير مفاجئ أو كبير. ويمكن أن يكون الطعم والرائحة غير العاديين إشارة إلى وجود مواد محتملة الأذى.

ويفترض في الطعم والرائحة أن لا يكونا منفرين للمستهلكين. وعلى أية حال، هناك تباين كبير في مستوى جودة الطعم والرائحة اللذين ينظر إليهما على أنهما مقبولين.

ولم تُقترح قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة للطعم والرائحة.

درجة الحرارة

تبقى المياه الباردة بشكل عام سائغة أكثر من المياه الدافئة. وارتفاع درجة حرارة المياه يعزّز نمو المكروبات وقد يزيد في مشكلات الطعم والرائحة واللون والانتكال.

العكر

ينجم العكر في مياه الشرب عن مادة جسيماتية يمكن أن تنتج عن المعالجة غير الكافية أو عن عودة الرواسب إلى العُلوق بنظام التوزيع. كما يمكن أن يكون نتيجة لوجود مادة جسيماتية لاعضوية في بعض المياه الجوفية.

ويمكن لمستويات العكر المرتفعة أن تحمي المكروبات من تأثيرات التطهير وأن تحفز النمو الجرثومي. ولذلك، فلابدَّ في الأحوال التي تكون المياه فيها غير مطهرة من بقاء مستوى العكر منخفضاً لكي يكون التطهير فعالاً. أما تأثير العكر على كفاءة التطهير فيناقش مناقشة أكثر تفصيلاً في الفصل 6.

ويعد مظهر المياه المحتوية على عكر دون 5 من وحدات قياس العكر مقبولاً في العادة لدى المستهلكين، على الرغم من أن هذا يمكن أن يتغير تبعاً للظروف المحلية. وعلى أية حال، نظراً لتأثيراته المكروبيولوجية، يوصى بإبقاء العكر عند أدنى حد ممكن. ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة للعكر.

5 ـ 2 ـ 2 المقوِّمات اللاعضوية

الألومنيوم

قد يؤدي وجود الألومنيوم بتركيزات أعلى من 0,2 مغ/لتر إلى شكاوى المستهلكين نتيجة ترسيب نُدَف هيدروكسيد الألمنيوم في نظم التوزيع وسَوْرَة التغير في لون المياه من جراء الحديد، ويمكن للتركيزات بين 0,1 و 0,2 مغ/لتر أن تؤدي إلى هذه المشاكل في بعض الظروف.

ولا تدعم البيِّنة المتوافرة اشتقاق قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة لوجود الألمنيوم في مياه الشرب (انظر الصفحة 39).

الأمونيا

تبلغ عتبة تركيز الرائحة للأمونيا في حالة الباهاء القلوية حوالي 1,5 مغ/لتر، وقد اقترحت عتبة طعم قدرها 35 مغ/لتر لهابطة الأمونيوم.

وليس للأمونيا تعلّق مباشر بالصحة، ولذلك لم تُقْتَرَح قيمة دلالية من أجل الصحة (انظر الصفحة 40).

الكلوريد

يمكن للتركيزات العالية من الكلوريد أن تؤدي إلى طعم غير مستحب للمياه والمشروبات تتوقف عتبات الطعم الخاصة بأنيون الكلوريد على الهابطة المرتبطة بها وهي بين 200 ـ 300 مغ/لتر للصوديوم والبوتاسيوم وكلوريد الكالسيوم. يمكن أن يعتاد المستهلكون على التركيزات التي تزيد عن 250 مغ/لتر.

ولم تُقْتَرَح قيمة دلالية من أجل الصحة بالنسبة للكلوريد في مياه الشرب (انظر ص 45).

النحاس

قد يتعارض وجود النحاس في مياه الشرب مع الاستعمالات المنزلية المقصودة للمياه. ويزيد النحاس الموجود في إمدادات مياه الشرب العامة من انتكال الحديد المغلفن والتوصيلات

5 ـ جوانب المقبولية

الفولاذية. كما يحدث تصبّغ في غسيل الملابس والأدوات الصحية في حالة تركيزات النحاس التي تزيد عن 1 مغ/لتر. أما في حالة المستويات التي تزيد عن 5 مغ/لتر فيعطي أيضاً لوناً غير مستحب وطعم ذا مرارة للمياه.

وعلى الرغم من أن النحاس يؤدي إلى مشاكل في الطعم، فلابدّ من القبول بالطعم المحدد بموجب القيمة الدلالية المؤقتة من أجل الصحة (انظر الصفحة 46).

العُسْرة

قد تختلف المقبولية العامة لدرجة العُسْرة في المياه اختلافاً كبيراً من مجتمع لآخر تبعاً للظروف المحلية. وتتراوح عتبة طعم أيون الكالسيوم بين 100 ــ 300 مغ/لتر تبعاً للأنيون المرتبط بها، أما عتبة طعم المغنزيوم فيحتمل أن تكون أقل من عتبة الكالسيوم. في بعض الأحوال، قد يتحمل المستهلكون عسرة المياه التي تزيد عن 500 مغ/لتر.

ويمكن لعسرة المياه التي تزيد عن 200 مغ/لتر تقريباً أن تؤدي إلى ترسيب فلسّي في نظام التوزيع والتي تؤدي إلى زيْد في استهلاك الصابون وتشكل نتيجة للتفاعل مع العوامل الأخرى، مثل الباهاء والقلوية. وعند التسخين تشكل المياه العسرة رواسب من فلوس كربونات الكالسيوم. أما الماء اليسر الذي لا تزيد فيه العسرة عن 100 مغ/لتر فيمكن، من ناحية أخرى، أن تكون له قدرة دارئة منخفضة ويصبح أكّالاً لأنابيب المياه بدرجة أكبر (انظر الفقرة 6 ـ 6).

ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة، للعسرة (انظر الصفحة 48).

سلفيد الهيدروجين

قدرت عتبات الطعم والرائحة لسلفيد الهيدروجين في المياه بأنها تتراوح بين 0.05 و0.1 مغ/لتر. وتلاحظ رائحة "البيض الفاسد" التي يتميز بها سلفيد الهيدروجين بوجه خاص في بعض المياه الجوفية ومياه الشرب الراكدة داخل نظام التوزيع، نتيجة لنفاذ الأوكسجين والتخفيض اللاحق للسلفات بفعل النشاط الجرثومي.

ويتأكسد السلفيد بسرعة متحولاً إلى سلفات في المياه المشبعة بالهواء، وتكون مستويات سلفيد الهيدروجين عادة في إمدادات المياه المؤكسَجة منخفضة جداً. ويمكن الكشف عن سلفيد الهيدروجين الموجود في مياه الشرب بسهولة من قبل المستهلك وهو يتطلب إجراءاً تصحيحاً فورياً. وليس من الراجح أن يستهلك الفرد جرعة مؤذية من سلفيد الهيدروجين عن طريق مياه الشرب، ولذلك لم يجر اشتقاق قيمة دلالية من أجل الصحة لهذا المركب (انظر الصفحة 48).

الحديد

يمكن أن تحتوي المياه الجوفية اللاهوائية على حديد الحديدوز بتركيزات تصل إلى عدة ميلغرامات في اللتر الواحد من دون وجود تغير في اللون أو العكر في المياه حين تُضَخ من البئر

مباشرة. وبمجرد تعرضه للجو يتأكسد حديد الحديدوز متحولاً إلى حديديك، ويعطي لوناً بنياً ضارباً إلى الحمرة يعتبر محلّ اعتراض في المياه.

كما يعزز الحديد نمو "جراثيم الحديد" التي تستمد طاقتها من تأكسد حديد الحديدوز وتحوله إلى حديديك وترسب غلاف مخاطي على تمديدات الأنابيب.

أما في المستويات التي تزيد عن 0,3 مغ/لتر، فيمكن للحديد أن يُصَبِّغ غسيل الملابس ومثبتات لحام تمديدات المياه. ولا يلاحظ عادة أي طعم في حالة تركيزات الحديد التي تقل عن 0,3 مغ/لتر، على الرغم من احتمال ظهور اللون والعكر. ويمكن أن تكون تركيزات الحديد البالغة 1 ـ 3 مغ/لتر مقبولة من جانب المستهلكين لمياه الشرب من آبار لاهوائية.

ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة للحديد (انظر الصفحة 48).

المنغنيز

على الرغم من قبول تركيزات المنغنيز التي تقل عن 0,1 مغ/لتر من جانب المستهلكين، فإنّ هذا قد يختلف باختلاف الظروف المحلية. وتسبب مستويات المنغنيز التي تزيد عن 0,1 مغ/لتر، في إمدادات المياه تصبغ الأدوات الصحية وغسيل الملابس كما تتسبب في طعم غير مرغوب فيه في المشروبات. ويعد وجود المنغنيز في مياه الشرب مشابهاً للحديد، وقد يؤدي إلى تراكم الرواسب في نظام التوزيع. وحتى في حالة التركيزات البالغة 0,02 مغ/لتر، يمكن للمنغنيز في أغلب الأوقات أن يشكل غلافاً على الأنابيب، يمكن أن تنسلخ على شكل ترسبات سوداء. وبالإضافة إلى ذلك يمكن لكائنات حية معينة مزعجة أن تركز المنغنيز وتؤدي إلى مشكلات في الطعم والرائحة ومشكلات عكر في المياه التي يجري توزيعها.

وعلى الرغم من كون التركيزات الأقل من 0,1 مغ/لتر مقبولة بالنسبة للمستهلكين فإن هذا يظل عرضة للتغير تبعاً للظروف المحلية. والقيمة الدلالية المؤقتة من أجل الصحة بالنسبة للمنغنيز أعلى خمس مرات من عتبة المقبولية البالغة 0,1 مغ/لتر (انظر الصفحة 50).

الأوكسجين المذاب

يتأثر محتوى الأوكسجين المذاب في المياه بدرجة حرارة الماء الخام والتركيب والمعالجة، وبأيّ من العمليات الكيميائية أو البيولوجية التي تحدث داخل نظام التوزيع. ويمكن أن يشجع نفاذ الأوكسجين المذاب في إمدادات المياه على الاختزال المكروبي للنترات إلى نتريت والسلفات إلى سلفيد، مما يثير مشاكل تتعلق بالرائحة. كما يمكنه أن يتسبّب في زيادة تركيز حديد الحديدوز في المحلول.

ولم يوصَ بقيمة دلالية من أجل الصحة للأوكسجين المذاب.

الباهاء (pH)

على الرغم من أن الباهاء ليس له تأثير مباشر على المستهلكين، فهو يعد من أهم متثابتات جودة المياه العملية. ويعد الاهتمام بمراقبة الباهاء ضرورياً في كافة مراحل معالجة المياه

لضمان ترويق المياه وتطهيرها على نحو مُرضٍ. ويفضل، من أجل التطهير الفعال بالكلور، أن يكون الباهاء أقل من 8. كما يجب ضبط الباهاء الموجود في المياه الداخلة إلى نظام التوزيع للحد من إتتكال الخطوط الرئيسية للمياه والأنابيب الموجودة في شبكات المياه المنزلية. (انظر الفقرة 6 ـ 6) ويمكن أن يؤدي التقصير في هذا إلى تلوث مياه الشرب وإلى آثار ضائرة في طعمها ورائحتها ومظهرها.

وسوف يختلف المقدار الأمثل المطلوب للباهاء في الإمدادات المختلفة تبعاً لتركيب المياه وطبيعة مواد الإنشاء المستعملة في نظام التوزيع، ولكنها تتراوح في كثير من الاحيان بين (6.5 ـ 9.5). يمكن أن تنجم القيم القصوى للباهاء عن فيوض عَرَضية أو تعطل المعالجة، أو من جراء بطانات الأنابيب المصنوعة من الملاط الإسمنتي غير المعالجة بدرجة كافية.

ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة للباهاء (انظر الصفحة 53).

الصوديوم

يتوقف تركيز عتبة الطعم للصوديوم الموجود في المياه على الأنيون المرتبط به ودرجة حرارة المحلول. ويبلغ وسطي عتبة الطعم للصوديوم في درجة حرارة الغرفة حوالى 200 مغ/لتر.

ولمّا كان من المتعذّر التوصل إلى نتائج حاسمة بصدد الآثار الصحية للصوديوم، لم يجر اشتقاق قيمة دلالية من أجل الصحة للصوديوم (انظر الصفحة 55).

السلفات

يمكن أن يسبب وجود السلفات في مياه الشرب طعماً يمكن ملاحظته. ويختلف فساد الطعم باختلاف طبيعة الهابطة المرتبطة به؛ وتتراوح عتبات الطعم بين 250 مغ/لتر لسلفات الصوديوم و 1000 مغ/لتر لسلفات الكالسيوم. ويعتقد بوجه عام أن فساد الطعم يبلغ أدنى حد ممكن له في مستويات أقل من 250 مغ/لتر.

كما تبين أن إضافة الكالسيوم وسلفات المغنزيوم (ولكن ليس سلفات الصوديوم) إلى الماء المقطر تحسّن الطعم؛ وقد سُجّل الطعم الأمثل عند 270 و290 مغ/لتر لكلا المركبين على التوالي.

ولما كانت السلفات هي أقلّ الأنيونات سمية، لم تشتق قيمة دلالية من أجل الصحة (انظر الصفحة 55).

إجمالي الجوامد الذابة

يمكن لأجمالي الجوامد الذابة (TDS) أن يكون له تأثير هام على طعم مياه الشرب. تعتبر سائغية المياه مع كون مستوى إجمالي الجوامد الذابة أقل من 600 مغ/لتر جيدة بوجه عام؛ بينما تصبح مياه الشرب غير مستساغة على نحو مطرد الزيادة عند مستويات من إجمالي المواد الذابة تزيد عن 1200 مغ/لتر. أما المياه ذات التركيزات الفائقة الانخفاض من إجمالي الجوامد الذابة فيمكن أن تصبح غير مقبولة بسبب طعمها التفة.

كما أن وجود مستويات عالية من إجمالي الجوامد الذابة غير مقبول لدى المستهلكين نظراً للتقشّر الزائد في أنابيب المياه، والسخانات والأدوات المنزلية. تعتبر المياه التي تقل تركيزات إجمالي الجوامد الذابة فيها عن 1000 مغ/لتر مقبولة في العادة لدى المستهلكين، على الرغم من أن المقبولية يمكن أن تختلف تبعاً للظروف المحلية.

ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة لإجمالي الجوامد الذابة (انظر الصفحة 56).

الزنك

يعطي الزنك للمياه طعماً قابضاً غير مرغوب. وتشير الإختبارات إلى تركيز لعتبة الطعم قدره 4 مغ/لتر (في صورة سلفات الزنك). وقد تبدو المياه التي تحتوي على تركيزات من الزنك تزيد عن 5 مغ/لتر غميمة وتشكل طبقة رقيقة دهنية عند الغليان، على الرغم من أن أمثال هذه التأثيرات يمكن أن تلاحظ أيضاً في حالة تركيزات منخفضة تصل إلى 3 مغ/لتر. وعلى الرغم من ندرة احتواء المياه على الزنك في التركيزات التي تزيد على 0,1 مغ/لتر يمكن أن تكون مستوياته عند صنابير المياه أعلى نظراً للزنك المستخدم في مواد اللحام.

ولم تقترح قيمة دلالية من أجل الصحة للزنك في مياه الشرب (انظر الصفحة 57).

5 ـ 2 ـ 3 المقومات العضوية

التولوين

للتولوين رائحة حلوة، لاذعة مثل البنزول. وتتراوح عتبة طعمه التي ابْلِغ عنها بين 40 و120 مكروغرام/لتر. وتتراوح عتبة رائحة التولوين في المياه بين 24 و170 مكروغرام/لتر. ولذلك يمكن للتولوين أن يؤثر على مقبولية المياه في حالة التركيزات التي تقل عن القيمة الدلالية الخاصة من أجل الصحة (انظر الصفحة 65).

الزيلين

تعطي تركيزات الزيلين التي تتراوح بين 300 ـ 1000 مكروغرام/لتر طعماً ورائحةً يمكن تمييزهما. وتتراوح عتبة رائحة مُصاوغات الزيلين في المياه بين 20 و1800 مكروغرام/لتر. أمّا العتبة الدنيا للرائحة فهي أقل من القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة والمشتقة لهذا المركب (انظر الصفحة 65).

الأتيل بنزين

للأتيل بنزين رائحة عطرية. وتتراوح عتبة رائحته التي أبلغ عنها في المياه بين 2 و130 مكروغرام/لتر. أمّا أدنى عتبة رائحة أبلغ عنها له فتقل مائة مرة عن القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة (انظر الصفحة 66). وتتراوح عتبة الطعم بين 72 و200 مكروغرام/لتر.

الستايرن

يبلغ معدل عتبة الطعم الذى أبلغ عنه للستايرن في المياه في الدرجة 40 سيلسيوس 120 مكروغرام/لتر. وللستايرن رائحة حلوة، وتتراوح عتبات رائحته التي أُبْلِغ عنها في مياه الشرب بين 4 و2600 مكروغرام/لتر، تبعاً لدرجة الحرارة. ولذلك يمكن الكشف عن الستايرن في حالة التركيزات الأقل من القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة (انظر الصفحة 68).

أحادي الكلوروبنزين

أُبْلِغ عن عتبات طعم ورائحة تتراوح بين 10 ـ 20 مكروغرام/لتر، وعتبات رائحة تتراوح بين 40 ـ 120 مكروغرام/لتر، لأحادي الكلوروبنزين. أمّا القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة والمشتقة من أجل أحادى الكلوروبنزين (انظر الصفحة 70) فتتعدى بكثير أدنى عتبة لطعم ورائحة أُبْلِغ عنها بصدد أحادي الكلوروبنزين الموجود في المياه.

ثنائيات الكلوروبنزين

أُبْلِغ عن عتبات رائحة تبلغ 2 ـ 10 و 0.3 ـ 30 مكروغرام/لتر لـ 1، 2 و 1، 4 ثنائي الكلورروبنزين على التوالي. كما أبلغ عن عتبات طعم قدرها 1 و 6 مكروغرام/لتر 1، 2 و1، 4 ثنائي الكلوروبنزين على التوالي. أما القيمة الدلالية الموضوعية من أجل الصحة والمشتقة لـ 1، 2 و1، 4 لثنائي الكلوروبنزين (انظر الصفحة 71) فتتجاوز كثيراً أدنى عتبات الطعم والرائحة لهذين المركبين.

ثلاثيات الكلوروبنزين

وقد أُبْلِغ عن عتبات رائحة قدرها 10، 5 ـ 30 و 50 مكروغرام/لتر لـ 1، 2، 3 ـ، 1، 2، 4 ـ ، و1، 3، 5 ـ ثلاثي الكلوروبنزين، على التوالي. كما ورد تركيز عتبة طعم ولون قدرها 30 مكروغرام/لتر لـ 1، 2، 4 ـ ثلاثي الكلوروبنزين، أمّا القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة والمشتقة لإجمالي ثلاثيات الكلوروبنزين (انظر الصفحة 72) فتتعدى أدنى عتبة رائحة أبلغ عنها في المياه وقدرها 5 مكروغرام/لتر.

المنظفات التركيبية

في كثير من البلدان، تم استبدال الأنواع المستديمة من المنظفات الأنيونية بأنواع أخرى أكثر سهولة في التدرك الحيوي، ولذلك تناقصت مستودعاتها الموجودة في مصادر المياه بدرجة كبيرة. كما تم إدخال أنواع جديدة من المنظفات الهابطية والأنيونية واللاأيونية. ولا يجوز أن يسمح لتركيز المنظفات الموجودة في مياه الشرب بالوصول إلى المستويات التي تؤدي إلى مشاكل تتعلق بالرغوة أو الطعم أو الرائحة.

5 ـ 2 ـ 4 المطهرات والنواتج الثانوية المطهرة

الكلور

تبلغ عتبات طعم ورائحة الكلور في الماء المقطر 5 و 2 مغ/لتر على التوالي. ويستطيع معظم الناس تذوق طعم الكلور أو نواتجه الثانوية (ومنها، مثلاً، الكلورامين) في تركيزات تقل عن 5 مغ/لتر، وبعضها في مستويات تنخفض إلى 0.3 مغ/لتر. وعلى الرغم من أن تركيز الكلور المثالي يتراوح بين 0.6 و 1.0 مغ/لتر، فمن الممكن بوجه عام أن يسبب مشاكل فيما يتعلق بالمقبولية. أمّا عتبة الطعم البالغة 5 مغ/لتر فتوافق تركيز القيمة الدلالية الموضوعة من أجل الصحة (انظر الصفحة 98).

الكلوروفينولات

تتميز الكلوروفينولات عامة بعتبات منخفضة فيما يتعلق بتنبيه الحواس. وتبلغ عتبات الطعم في المياه لكل من 2 ـ كلوروفينيول و 2،4 ـ ثنائي الكلوروفينيول و2،4،6 ـ ثلاثي الكلوروفينيول 0.1، 0.3، 2 مكروغرام/لتر على التوالي. أما عتبات الرائحة فهي 10 و40 و300 مكروغرام/لتر على التوالي. وإذا كانت المياه المحتوية على 2،4،6 ثلاثي الكلوروفينول خالية من الطعم، فليس من الراجح أن تشكل احتمال خطر يُؤبَه له على الصحة (انظر الصفحة 101).

6 ـ حمايـــة وتحسيــن جــودة الميـــاه

1.6 اعتبارات عامة

من المفترض أن يضمن الالتزام بمعايير جودة مياه الشرب، المستند إلى هذه الدلائل، سلامة إمدادات المياه. كما يجب أن ندرك أن المراقبة الكافية أمر أساسي لضمان الالتزام المستمر، وأن هناك العديد من الحالات المحتملة ـ التي يمكن أن يظهر بعضها بسرعة بالغة ـ والتي قد تسبب نشوء حالات تنطوي على احتمالات الخطر.

ويمكن الحيلولة دون الكثير من المشاكل عن طريق الحفاظ على سلامة مصدر المياه الخام ومستجمع الماء، من خلال الصيانة والتفتيش الكامل لمحطة المعالجة ونظام التوزيع، وذلك بتدريب المدراء والعاملين في المحطة وتثقيف المستهلك. وعلى الرغم من ضرورة قيام العاملين على الإمداد بالمياه بإعادة التقييم الدوري لعملياتهم بقصد التأكد من عدم تبدل الظروف، التي يمكن أن تؤثر على جودة المياه من إنجاز أعمال الصيانة الدورية والإصلاحات والتجديدات للمعدات من دون أي تأخير حين يقتضي الأمر ذلك، والتأكد من كفاية تدريب العاملين ومن المحافظة على المهارات الوظيفية، إلاّ أن مناقشة مثل هذه الوجوه الهامة لإمدادات المياه يظل خارج نطاق هذا الكتاب. ونحيل القارئ إلى العديد من النصوص الممتازة والمتوافرة حول هذه المواضيع للتزود بالتوجيهات (انظر ثبت المراجع).

وعندما تتوافر المياه المنقولة بالأنابيب ذات الجودة العالية على نحو مستمر في كل التوصيلات المنزلية، توفر مراقبة جودة هذه المياه الإشارة إلى أخطار الأمراض المنقولة بواسطة المياه. ومع ذلك تظل شروط إمدادات المياه، عالمياً، تمثل الحالة الاستثنائية أكثر مما تمثل القاعدة، فكثير من الناس يجمعون المياه من مصادر بعيدة عن نقطة الاستعمال أو يلجأون إلى تخزين المياه في ظروف غير صحية في المنازل. وعلى نحو مماثل وحتى مع شروط الإمداد الملائمة، يمكن أن تكون صهاريج التخزين والتمديدات المنزلية مصادر للتلوث ما لم يتم تركيبها وصيانتها على الوجه الصحيح. ولهذه الأسباب، تتعرض المياه للتلوث داخل المنازل، ويمكن أن يشكل في أغلب الأحيان أهم مصادر التلوث الكروبيولوجي. ويتوجب على هيئة الترصُّد، في الأماكن التي يوجد فيها تخزين منزلي للمياه، استقصاء احتمالات الخطر الذي يشكله هذا التخزين على صحة الإنسان ومن ثم الحث على اتخاذ الإجراءات العلاجية، كالتثقيف المتعلق بإيداء المياه والتشجيع على صيانة صهاريج التخزين المنزلية. وسيُدرَس هذا الموضوع على نطاق أوسع في الجزء 3 "من دلائل جودة مياه الشرب".

كما يجب أن نؤكد، فيما يتعلق بجودة المياه، أن الكروبات المُمرضة تظل أهم خطر يهدد مياه الشرب سواء في البلدان المتقدمة أو النامية.

2.6 اختيار وحماية مصادر المياه

يتميز الاختيار الصحيح والحماية اللازمة لمصادر المياه بالأهمية القصوى في توفير مياه الشرب السليمة. وتظل حماية المياه من التلوث أفضل دائماً من معالجتها بعد تلوثها.

ومن المهم قبل اختيار أي مصدر جديد لمياه الشرب، التأكد من كون جودة المياه مقبولة أو أنها قابلة للمعالجة بقصد الشرب وأن الكمية المتوافرة كافية لتلبية الطلبات المستمرة على المياه، مع أخذ التغيرات اليومية والفصلية والنمو المتصوَّر في حجم المجتمع المحلي الذي تقدم له الخدمات.

كما يجب حماية مستجمعات المياه من الأنشطة البشرية. ويمكن أن يتضمن هذا عزل مستجمعات المياه و/أو مكافحة الأنشطة الملوثة في المنطقة، مثل إفراغ الفضلات الخطرة وأعمال التعدين واستخراج الحجارة من المقالع والاستخدام الزراعي للأسمدة ومبيدات الهوام وفرض القيود والأنظمة على الأنشطة الترفيهية.

ويجب تعيين موقع المياه الجوفية كالينابيع والآبار وتشييد بناء حولها بقصد توفير الحماية لها ضد مصارف المياه السطحية وللحيلولة دون انغمارها بالمياه. كما يجب تسوير مناطق استخراج المياه الجوفية لمنع دخول عامة الناس والحرص على خلوُّها من النفايات وجعلها مقببّة لمنع تجمع برك المياه حولها في الطقس الماطر. كما يجب مكافحة تربية الحيوانات في أمثال هذه المناطق.

وتظل حماية المياه السطحية المكشوفة مشكلة في حد ذاتها. وقد يكون من الممكن حماية مستجمع مياه من تأثير نشاط بشري رئيسي، أما في حالة النهر فلا يمكن أن تكون الحماية ممكنة إلاّ لمسافة محدودة في أحسن الأحوال. ومن الضروري في أغلب الأحيان أن نسلم بوجوه استخدام نهر أو بحيرة ما، التي درج عليها الناس منذ القدم وأن نصمم عملية المعالجة على هذا الأساس.

3.6 عمليات المعالجة

لابدّ لعمليات معالجة المياه المستخدمة في أي حالة نوعية أن تأخذ بعين الاعتبار جودة وطبيعة مصدر الإمداد بالمياه. ويجب أن تعتمد كثافة المعالجة على درجة تلوث مياه المصدر. أمّا مصادر المياه الملوثة، فيظل وجود حواجز المعالجة المتعددة ضد انتشار الكائنات الحية المُمْرضة ذا أهمية خاصة بالنسبة إليها ويجب استخدامها لتأمين درجة عالية من الحماية وللحدّ من التعويل على أي خطوة علاجية فردية.

والغاية الأساسية من معالجة المياه هي حماية المستهلك من المُمْرضات والشوائب الموجودة في المياه التي قد تكون منفرة أو مؤذية لصحة الإنسان. وتتألف المعالجة الحضرية للمياه الواردة من مصادر واطئة مما يلي، (1) التخزين في المستودع أو التطهير المسبق، (2) التخثير والتنديف والتثفيل أو (التعويم)، (3) الترشيح، (4) التطهير. ويمكن أن تتواسط العمليات الإضافية البديلة لتلبية الشروط المحلية. ويظل التطهير الإجراء الوقائي الأخير وهو الذي يحمي مياه الشرب أثناء التوزيع من التلوث الخارجي وعودة نموّ الكروبات. يمكن اعتبار كامل تتابع المعالجة بمثابة تكييف للماء من أجل التطهير الفعّال والمعوّل. وتعتبر المعالجة الحضرية للمياه في الواقع نظاماً متعدد الحواجز ورباعي المراحل للتخلص من الملوثات المكروبية.

ويمكن تكييف مفهوم تعدد الحواجز من أجل معالجة المياه السطحية في الأقاليم الريفية والنائية. وتتضمن السلسلة النموذجية للعمليات في العادة ما يلي، (1) التخزين، (2) التثفيل

أو التحري، (3) الترشيح المسبق بالحصى والترشيح الرملي البطيء، (4) التطهير. وقد درست هذه المعالجة بالتفصيل في المجلد الثالث.

6 ـ 3 ـ 1 المعالجة المسبقة

يمكن تخزين المياه السطحية في المستودعات أو تطهيرها قبل المعالجة.

وأثناء حجز المياه في البحيرات أو الخزانات، تتحسن الجودة الكروبيولوجية بدرجة كبيرة نتيجة التثفيل والتأثير المبيت لمحتوى الأشعة فوق البنفسجية في ضوء الشمس على الطبقات السطحية للمياه والخمصة والافتراس. أما الإختزالات الدلالية للجراثيم البرازية والسالمونيلة والفيروسات المعوية فتبلغ حوالي 99% وتبلغ هذه ذروتها في فترة الصيف وتتراوح فترات المكوث بين 3 و4 أسابيع.

والتطهير المسبق أمر مألوف عندما تكون المياه مستخرجة ومعالجة بدون تخزين. فهو يخرب الحياة الحيوانية ويختزل أعداد الجراثيم البرازية والمرضات، فضلا عن مساعدته في إزالة الطحالب أثناء التخثير والترشيح. كما أن له وظيفة إضافية عامة وهي إزالة الأمونيا. ومن عوائقه أن الاستخدام الزائد للكلور سيؤدي إلى ظهور نواتج المركبات العضوية المكلورة والكربون العضوي القابل للتدرك البيولوجي.

وتعتبر التصفية المجهرية عن طريق مناخل دقيقة جداً وبوسطي قطر مسامات قدره 30 مكروميلمتر في الحالات النموذجية، الطريقة الفعالة لإزالة الكثير من الطحالب الدقيقة والعوالق الحيوانية التي يمكنها، لولا ذلك، أن تسد المرشحات أو تنفذ منها كما قد يكون لها بعض التأثير، إن وجد، في اختزال أعداد الجراثيم البرازية والمرضات المعوية.

وعندما يكون المطلوب مياهاً فائقة الجودة، يمكن إجراء ترشيح للمياه السطحية الخام أو المعالجة جزئياً والموجودة في ضفاف الأنهار أو الكثبان الرملية كما يلاحظ في هولندا. ويفيد الترشيح دارئا في حال عدم إمكان استخدام مياه الأنهار الخام، بسبب عوارض كالتلوث الصناعي. وتحتاج المياه المستخرجة عادة إلى معالجة إضافية لإزالة مركبات الحديد أو المنغنيز ومن الضروري أن تطول فترة الإعاقة قدر الإمكان للحصول على جودة تقارب جودة المياه الجوفية. وتتجاوز إزالة الجراثيم البرازية والفيروسات 99%.

6 ـ 3 ـ 2 التخثر، والتندف، والتثفل

تتضمن عملية التخثير إضافة المواد الكيميائية (مثل سلفات الألومنيوم وسلفات الحديدوز أو الحديديك وكلوريد الحديديك) وذلك لتحييد التغيرات الحاصلة على الجزيئات ولتسهيل تكومها أثناء المزج البطيء في خطوة التنديف. وتقوم الكتل المتلبدة المتشكلة على هذا النحو بالمشاركة في امتصاص وإزالة اللون الطبيعي والجزيئات العدنية ويمكن أن تحدث خفضا كبيرا في العكر وأعداد الأوالي والجراثيم والفيروسات.

ويحتاج التخثير والتنديف إلى مستوى عال من مهارات الإشراف. وقبل اتخاذ القرار باستخدام التخثير باعتباره جزءاً من عملية المعالجة، لابد من الدراسة المتأنية لاحتمال توافر الإمداد النظامي بالمواد الكيميائية وتوافر العاملين المؤهلين.

والغاية من التثفيل هي إفساح المجال للكتلة القابلة للترسيب لكي تترسب وبذلك ينخفض تركيز الجوامد المعلقة الواجب إزالتها بواسطة الرشحات. ومن العوامل التي تؤثر

على التثقيل: حجم الكتلة المتلبدة وشكلها ووزنها، ولزوجة المياه ومن ثم درجة حرارتها، وفترة الإعاقة، وعدد الأحواض وعمقها ومساحاتها، ومعدل التدفق السطحي، وسرعة التدفق، وتصميم المدخل والمخرج. ويجب وضع الخطط لجمع الكدارة وإزالتها بطريقة مأمونة من صهاريج التثقيل. ويعتبر التعويم بمثابة بديل عن التثقيل عندما يكون عدد الكتل المتلبدة قليلاً.

ولكي تكون عملية التخثير والتثقيل أكثر ما تكون فعالية بالنسبة للتحكم بالتريهالوميثان، يجب أن يكون ترتيب النقطة البدئية لتطبيق الكلور بعد عملية التخثير والتثقيل، لتسمح بإزالة أكبر عدد ممكن من الطلائع (precursor) قبل الكلورة. وقد أبلغ عن حالات من انخفاض إنتاج التريهالوميثان إلى حوالي 75% في محطات النطاق الكامل نتيجة لنقل نقطة تطبيق الكلور البدئية إلى ما بعد عملية التخثير والتثقيل.

6 ـ 3 ـ 3 الترشيح الرملي السريع والبطيء

عندما يأتي ترتيب الترشيح السريع بعد التخثير، يتباين إنجازه في إزالة الكروبات والعكر خلال مدة الجريان بين الدفقات المرتدة. ويصبح الإنجاز ضعيفاً بعد الدفق المرتد مباشرة إلى أن تعود الفرشة إلى الاكتناز. كما يمكن للإنجاز أن يتردّى تدريجياً في المرحلة التي تمس الحاجة فيها إلى الدفق المرتد حيث يمكن للكتلة المتلبدة أن تهرب من خلال الفرشة إلى المياه المعالجة.

وتؤكد هذه الملامح ضرورة الإشراف والمراقبة الدقيقين للترشيح داخل محطات المياه. ويمكن تشغيل الترشيح الرملي البطيء بطريقة أبسط من الترشيح السريع، إذ لا يقتضي الأمر سوى دفق مرتدٍ متواتر. ولذلك تعد هذه الطريقة ملائمة بوجه خاص في البلدان النامية والنظم الريفية الصغيرة، ولكنها لا تصبح قابلة للتطبيق إلا في حال توافر الأرض الكافية.

وعندما يوضع المرشح الرملي البطيء للمرة الأولى موضع الاستخدام، تنشأ مجموعات جرثومية مخاطية على حبات الرمال، وخاصة على سطح الفرشة. وهذه تتألف من البكتريا والأوالي المهدبة التي تعيش بحرية والأميبة والقشريات واليرقات اللافقرية العاملة في السلاسل الغذائية والمؤدية إلى تأكسد المواد العضوية في المياه والنتروجين الأمونياكي إلى نترات. وتتم إزالة البكتريا المُرضة والفيروسات وكذلك مراحل الرقدة للطفيليات بصورة رئيسية بواسطة الامتزاز والافتراس اللاحق. وعندما يتم تحميل الترشيح الرملي البطيء على الوجه الصحيح يمكنه أن يحقق أعظم التحسينات في جودة المياه في أي عملية معالجة تقليدية منفردة للمياه. وسوف تبلغ إزالة البكتريا 98 ـ 99,5% أو أكثر ويتم خفض **الإشريكية القولونية** بعامل قدره 1000، كما سوف تصبح إزالة الفيروسات أكثر من ذلك. كما أن الترشيح الرملي البطيء يتميز بالكفاءة أيضاً في إزالة الطفيليات (الديدان والأوالي). ويكون أكثر فعالية إلى حد ما في حالة المياه الدافئة. ومع ذلك يمكن أن يحوي دفق المرشح الرملي البطيء على القليل من **الإشريكيات القولونية** والفيروسات وخصوصاً في المرحلة المبكرة من عمل المرشحة ومع انخفاض درجات حرارة المياه.

6 ـ 3 ـ 4 التطهير

يعتبر التطهير النهائي لإمدادات مياه الشرب المنقولة بالأنابيب ذا أهمية فائقة وهو شامل تقريباً، وهو يمثل الحاجز الأخير في وجه انتقال الأمراض الجرثومية والفيروسية المحمولة بواسطة المياه. وعلى الرغم من أن الكلور والهيبوكلوريت هما الأكثر استعمالاً، يمكن تطهير المياه أيضاً باستخدام الكلورامينات وثاني أكسيد الكلور والأوزون والتشعيع فوق البنفسجي.

وتتوقف فعالية أي عملية من عمليات التطهير على كون المياه عولجت من قبل حتى وصلت إلى درجة عالية من النقاوة، حيث سيتم تحييد المطهرات بدرجة أقل أو أكثر بواسطة المادة العضوية والمركبات السهلة التأكسد داخل المياه. كما أن المكروبات المتكدسة أو الكائنات التي تم امتزازها وتحويلها إلى مواد جسيماتية ستكون محمية جزئياً من التطهير وهناك أمثلة عديدة على فشل التطهير في تخريب الممرضات المنقولة بواسطة المياه والجراثيم البرازية عندما كان العكر أكبر من 5 من وحدات قياس العكر (NTU). وعليه، من الضروري أن يتم تشغيل عمليات المعالجة التي تسبق التطهير النهائي على الدوام لإنتاج مياه ذات ناصف عكر لا يتعدى وحدة واحدة من وحدات قياس العكر وأن لا يتجاوز 5 وحدات منها في أي عينة. وسيتم الوصول إلى قيم دون هذه المستويات بصورة منتظمة في المحطات التي يتم تشغيلها.

ويمكن لشروط الكلورة الطبيعية (أي في حالة كون متبقي الكلور الحر ≥ 0.5 مغ/لتر، مع تلامس لا يقل عن 30 دقيقة، وباهاء أقل من 8.0، وعكر مياه أقل من وحدة واحدة من وحدات قياس العكر) أن تحقق خفضاً يتجاوز 99% من اعداد **الإشريكية القولونية** وفيروسات معينة ولكن لا تحقق ذلك في حالة الكيسات أو البيضات المتكيسة الخاصة بالأوالي الطفيلية.

وقد تم توثيق النمو البكتيري داخل مرشحات المياه في نقاط استخدام الكربون المنشط توثيقاً جيداً. وحاولت بعض الجهات الصانعة للمرشحات الكربونية تفادي هذه المشكلة بدمج الفضة، كعامل كابح للجراثيم، داخل المرشحات. وقد أثبتت جميع التقارير المنشورة حول هذا الموضوع على نحو مقنع أن هذه الممارسة ذات تأثير محدود. ويعتقد أن وجود الفضة في هذه المرشحات سيسمح بصورة انتقائية بنمو الجراثيم المتحملة للفضة. ولهذا السبب سيكون من المحتم أن يقتصر استخدام مثل هذه الأجهزة على مياه الشرب المعروفة بكونها مأمونة من الوجهة الكروبيولوجية وغسل الأجهزة بماء دافق قبل أي استعمال. وتستخدم الفضة أحياناً في تطهير مياه الشرب في السفن. ونظراً لضرورة أوقات التلامس الطويلة أو التركيزات العالية، لا يعتبر استعمال الفضة في التطهير عملياً فيما يتعلق بتطبيقات نقاط الإستخدام.

6 ـ 3 ـ 5 إزالة الفلوريد

تم العثور على مستويات عالية من الفلوريد، تزيد عن 5 مغ/لتر، في بلدان عديدة (مثل الجزائر والصين ومصر والهند وتايلاند). وقد أدت أمثال هذه المستويات في بعض الأحيان إلى التسمم السني والهيكلي بالفلور.

وقد تم تطوير تقنيات إزالة الفلوريد فيما يخص إمدادات المياه في المجتمع المحلي أو لكل منزل على حدة. وتستخدم أكثر تقنيات إزالة الفلوريد تواترا تبادل الأيون والامتزاز إما مع مسحوق العظم المفحّم أو الألومين المنشّط. وقد أبْلغ عن أن تسهيلات الألومين المنشط على النطاق الكامل ومزيلات الفلوريد المنزلية التي تستخدم مسحوق العظام المفحّمة تمكنت من تخفيض مستويات الفلوريد من 5 ـ 8 مغ/لتر إلى أقل من 1 مغ/لتر. يمكن عادة تجديد مسحوق العظم المستخدم مع الفلوريد والألومين المنشط لاستعمالات أخرى.

4.6 اختيار المعالجة

قد تكون حماية مصدر المياه في المجتمعات الصغيرة والمناطق الريفية هي الشكل الوحيد للمعالجة الممكنة. وقد تمت دراسة هذه الإمدادات بالتفصيل في المجلد الثالث. وحين تكون المجتمعات كبيرة يزداد الطلب على المياه ولا يمكن تلبيته إلا باستخدام مصادر إضافية ذات جودة مكروبيولوجية ضعيفة. وسوف تتطلب مثل هذه المياه كل موارد معالجة المياه لتوفير مياه شرب مرغوبة ومأمونة.

أمّا المياه الجوفية المستخرجة من الطبقات الصخرية الخازنة للمياه والعميقة الحسنة الوقاية فتكون عادة خالية من المكروبات المرضة، ويعتبر توزيع مثل هذه المياه الجوفية غير المعالجة من المارسات العامة في كثير من البلدان. وتوحي هذه المارسة بأن منطقة التأثير محمية بإجراءات تنظيمية فعّالة وبأن نظام التوزيع محميّ حماية كافية ضد التلوث الثانوي لمياه الشرب. وفي حال تعذر ضمان الحماية المستمرة من المصدر إلى المستهلك، يصبح التطهير والمحافظة على تركيزات مناسبة للكلور المتبقيّ أمراً لا مناص منه.

وسوف تحتاج المياه السطحية في العادة إلى معالجة كاملة. وتعد درجات الإزالة للمكروبات بواسطة التخثير والتنديف والترشيح السريع إذا اقترنت بالتصميم والتشغيل الصحيحين معادلة لتلك الدرجات الخاصة بالترشيح الرملي البطيء.

إن المعالجة الإضافية مثل الأوْزَنة والمشفوعة بالمعالجة بالكربون المنشط لإزالة الكربون العضوي القابل للتمثّل من شأنها أن تخفض الكامن الخاص بمشكلات ما بعد النمو الناجمة عن الجراثيم المزعجة في شبكات التوزيع. ويمكن أن يكون لرحلة الأوْزَنة تأثير معتد في خفض الممرضات. ويجب اعتبار التطهير إلزاميا لكافة الإمدادات المنقولة بالأنابيب والتي تستخدم المياه السطحية وحتى لتلك الإمدادات المستمدة من مصادر غير ملوثة وعالية الجودة، ما دام يفترض على الدوام وجود أكثر من حاجز واحد ضد انتقال العدوى في إمدادات المياه. وعند ذلك يمكن تلبية المعايير الموضوعة، من أجل غياب **الإشريكية القولونية** والجراثيم القولونية بدرجة عالية من الاحتمالية في الشبكات الكبيرة ذات الإدارة الجيدة. ويتمثل الاتجاه الحالي في رفع استخدام المواد الكيميائية مثل الكلور والمختثرات في معالجة المياه وتطوير الطرائق الفيزيائية أو البيولوجية للمعالجة إلى المستوى الأمثل، بهدف خفض الجرعات المطلوبة من المواد الكيميائية وبالتالي، خفض تشكل النواتج الثانوية للتطهير.

5.6 شبكات التوزيع

تقوم شبكات التوزيع بنقل المياه من مكان المعالجة إلى المستهلك. وسوف يتحكمّ في تصميمها وحجمها الطبوغرافية وموقع وحجم المجتمع المحلي. ويجب أن يظل الهدف دائماً هو ضمان تلقيّ المستهلك للإمدادات الكافية وغير المتقطعة وأن التلوث لا يمكنه الانتقال بطريق العبور.

وتظل نظم التوزيع عرضه للتلوث عند هبوط الضغط وخصوصاً في الإمدادات المتقطعة في كثير من المدن في البلدان النامية. يحدث الإمتصاص غالبا عن طريق الضخ المباشر من الخطوط الرئيسية إلى صهاريج التخزين الخاصة وهذه ممارسة يجب خفضها إلى أدنى حد ممكن.

ويمكن أن تتدهور الجودة البكتريولوجية للمياه أثناء التوزيع. فإذا كانت المياه تحتوي على كربون عضوي معتد قابل للتمثُّل أو أمونيا، فهذا يعني عدم المحافظة على مستويات ثمالية كافية من المطهِّر. وإذا لم تُغسل هذه الخطوط الرئيسية بالماء الدافق وتنظف على نحو متواتر بما يكفي، يمكن أن يظهر نمو الجراثيم المزعجة وغيرها من الكائنات الحية. وعندما تحتوي المياه على كربون عضوي قابل للتمثل يمكن تقديره ويبلغ (>0.25 مغ/لتر) وعندما تتجاوز درجة حرارة المياه 20 درجة سيلسيوس يمكن أن يكون من الضروري بلوغ تركيز الكلور الحر المتبقيّ مقداره 0.25 مغ/لتر للحيلولة دون نمو البكتريا الغازية وغيرها من الجراثيم المزعجة. يمكن للمكروبات الملتصقة أن تنمو حتى مع وجود الكلور المتبقي. يجب أن يكون الهدف إنتاج مياه ثابتة بيولوجيا مع مستويات منخفضة جداً من المركبات العضوية والأمونيا للحيلولة دون ظهور مشاكل النمو المكروبي في عملية التوزيع.

كما يجب تفتيش صهاريج التخزين تحت الأرض ومستودعات الخدمة لضمان عدم وجود تردّ في البنيان أو ترشيح للمياه السطحية أو الجوفية. كما يجب تسوير الأرض الحاوية على صهاريج التخزين الأرضية لمنع دخول البشر والحيوانات وإلحاق الضرر بالمنشآت.

وتتيح أعمال الإصلاح للخطوط الرئيسية إمكانية أخرى للتلوث. كما أن فقد الضغط المحلي قد يؤدي إلى إرتداد المياه الملوثة إلى الأنابيب ما لم تستخدم صمامات ضبط داخل شبكة المياه عند نقاط حساسة مثل الإمدادات الخاصة بريّ الحدائق وإمدادات المباول. وفي حالة اصابة الخط الرئيسي بأضرار ووجود احتمال لدخول الفضلات السائلة من المجرور المتكسّر أو مياه الصرف عندها يكون الوضع في منتهى الخطورة. ويجب تحديد نوعية الإجراءات الواجب اتخاذها لتأمين الحماية للمستهلك من خطر الأمراض المنقولة بواسطة المياه في مجموعات القوانين الوطنية الخاصة بالممارسة وضمن إطار التعليمات المحلية الصادرة إلى هيئة العاملين في محطات المياه.

ويمكن أن يحدث التلوث المكروبي من جراء نموّ على مواد بناء غير مقبولة يحدث تماس مباشر بينها وبين المياه كالفلكات المطاطية والمركبات التي تتألف منها بطانات الأنابيب والمواد البلاستيكية المستخدمة في الأنابيب والصنابير. ويجب على الأجهزة الوطنية مراقبة استخدام أمثال هذه المواد.

6ـ6 مكافحة الإنتكال

6 ـ 6 ـ 1 المقدمة

يتميز الإنتكال بالذوبان الجزئي للمواد المكونة للمعالجة ونظم الإمدادات والصهاريج والأنابيب والصمامات والمضخات. ويمكن أن يؤدي هذا الذوبان إلى قصور بنيوي وإلى التسرب وفقد القدرة وتردّي الجودة الكيميائية والمكروبيولوجيـة. ويؤثر الإنتكال الداخلي للأنابيب والتوصيلات بصورة مباشـرة على تركيزات بعض مقوّمات المياه التي وضعت لها القيم الدلالية، بما في ذلك الكادميوم والنحاس والحديد والرصاص والزنك. ولذلك تمثل مكافحة الإنتكال جانباً هاماً من جوانب إدارة نظام الإمدادات بالمياه.

ونظراً لمضامينها المتعلقة بجودة المياه فإن الدراسة الحالية ستقتصر على الإنتكال الداخلي للأنابيب، ولحماية الأنابيب من الإنتكال الخارجي أهمية قصوى، إلا أنها أقل تعلُّقاً بجودة المياه.

وتشمل مكافحة الإنتكال العديد من المتثابتات بمـا في ذلك تركيزات الكالسيوم والبيكربونات والكربونات والأوكسجين المذاب والباهاء. تختلف المتطلبات التفصيلية لكل ماء على حدة ولكل مادة مستخدمة في التوزيع.

6 ـ 6 ـ 2 اعتبارات أساسية

يعتبر كثير من المعادن، بما في ذلك تلك المستخدمة في إنشاء نظم الإمداد بالمياه غير ثـابت في وجود المياه ويميل إلى التحول أو التدرُّك إلى صيغة أكثر ثباتاً وكثيراً ما تكون هذه الصيغة ذوّابة ـ ويمكن تتميز هذه العملية باسم الإنتكال ـ أمّا المعدّل الذي تحدث بـه هـذه التغيرات عوامل كيميائية وفيزيائية كثيرة، ويمكن أن يكون سريعاً جداً أو في غاية البطء.

وتتميز خصائص نواتج الإنتكال بأهميتها الكبيرة وكذلك النواتج النهائية الثابتة للعملية. وإذا كان أيٌ من هذه ذوّاباً في الماء فسيكون الإنتكال سريعاً. وحين تكون نواتج الإنتكال غير ذوّابة يمكن عمل سلّم تدريج وقائي على سطح المياه وعندها يصبح الإنتكال بطيئاً جداً. تكون نواتج الإنتكال غير الذوّابة وقائية فقط حين تشكلّ طبقة لا يمكن اختراقها. وإذا كوّنت كتلة إسفنجية أو متندّفة فسيستمر الإنتكال مؤدياً إلى تردّي جودة المياه، وتخفيض طاقة الحمل في الأنابيب وأشكال النمو المكروبي (الطبقات الرقيقة البيولوجية)، التي يمكن أن تكون محمية من الكلور المتبقّي.

كما يتأثر الإنتكال تأثراً كبيراً بالخصائص الكهربائية للمعادن الداخلة في تماس مع المياه. وتظهر المعادن المختلفة ميولاً مختلفة لتكوين شحنة كهربائية بالتماس مع المياه، وهذا الاختلاف معروض فيما يسمى بالسلسلة الغلفانية. وعندما يكون معدنان مختلفان (أو غيرهما من المواد الموصلة كهربائياً) في حالة تماس، تتشكل خلية غلفانية يذوب فيها المعدن عند المسري الكهربي السالب. وليس من الضروري أن تكون كلتا المادتين المعنيتين في نفس الموقع إذا كانا في حالـة تماس كهربائي. ويعطي تشكل الخلية الغلفانية في العادة قوة دافعة للإنتكال.

ويتحكم في معدل الإنتكال بصورة رئيسية المعدل الـذي تنتقل بـه المتفاعلات الذابة إلى السطح المعدني المعدل الذي تنتقل به النواتج الذابة بعيداً عن موقـع التفاعل. ولذلك تزداد

معدلات الإنتكال زيادة مطردة مع زيادة تركيز الأيونات في المياه وكذلك مع زيادة درجات الرجّ.

ويمكن أن يزداد معدل الإنتكال ازدياداً مفاجئاً في حالة سرعات المياه العالية جداً نتيجة الإنتكال الحتي. وكما هو الحال في التفاعلات الكيميائية الأخرى تزداد معدلات الإنتكال مع زيادة درجات الحرارة.

وتتعرض معادن معينة لظاهرة تعرف بالتمهيد. وبالنسبة لهذه المواد التي تتضمن الحديد والنيكل والكروم وخلائطها، يؤدي تطبيق فولطيات معينة إلى تناقص كبير في معدل الإنتكال، يستمر على مدى مجال كبير من الفولطية المطبقة . وتستغل هذه العملية في بعض استراتيجيات مكافحة الإنتكال، بما في ذلك "الحماية المصعدية". ولا يمكن مكافحة إنتكال كل من النحاس والرصاص والزنك بواسطة الحماية المصعدية.

6 ـ 6 ـ 3 تأثير تركيب المياه

يعتبر الأوكسجين المذاب من أهم العوامل المؤثرة على معدل الإنتكال فهو مشارك مباشر في تفاعل الإنتكال. وفي معظم الظروف، يلاحظ أنه كلما ارتفع تركيزه ارتفع معدل الإنتكال.

ويتحكم الباهاء (pH) في الذوبانية ومعدل التفاعل، وإلى حد ما في كيمياء السطح في معظم أنواع المعادن الداخلة في تفاعلات الإنتكال. ولهذا أهميته بوجه خاص فيما يتعلق بتشكيل الطبقة الرقيقة الواقية على سطح المعدن.

وهناك دليل متزايد على أهمية العمل العدواني الذي يقوم به أيون الكلوريد في إنتكال المعادن المستخدمة في نظم التوزيع. كما يوجد دليل على تأثير الكلور المتبقي في معدل الإنتكال.

6 ـ 6 ـ 4 إنتكال مواد الأنابيب*

النحـــاس

يمكن أن تتعرض الأنابيب النحاسية للإنتكال العام، وهجمة الصّدام والإنتكال بالتوُّهد. ويرتبط الإنتكال العام للنحاس في معظم الأحيان بالمياه الحمضية اليسرة، وتعتبر المياه التي تقلّ فيها الباهاء (pH) عن 6,5 وتقل عسرتها عن 60 مغ/لتر (مثل $CaCO_3$) شديدة العدوانية على النحاس ويجب عدم نقلها بالأنابيب النحاسية أو غليها في مراجل نحاسية. وتعتبر هجمة الصدام نتيجة سرعات تدفق زائدة تزداد حدتها في المياه اليَسرة في درجة حرارة عالية والباهاء (pH) منخفض. ومن الشائع أن يرتبط التوهّدُ في النحاس بالمياه الجوفية العسرة التي يتجاوز تركيز ثنائي أكسيد الكربون فيها 5 مغ/لتر وبمستوى عال من الأوكسجين المذاب. ويمكن أن ترتبط المياه السطحية ذات اللون العضوي (مواد دبالية) بإنتكال التوهد أيضاً. كما ترتبط نسبة عالية من مشاكل الانتكال العام والانتكال عن طريق التوهّد بالأنابيب الجديدة التي تتكون عليها بعدُ طبقة الأكسيد الواقية.

الرصاص

يعتبر انتكال الرصاص (الذَيْبية الرصاصية) بـالغ الأهمية نظراً لآثاره الضائرة على جودة المياه. وما تزال تمديدات الأنابيب الرصاصية شائعة في المنازل القديمة، كما يستعمل لحام الرصاص على نطاق واسع وخصوصاً من أجل توصيل الأنابيب النحاسية. والرصاص ثابت في المياه بعدد من الأشكال تبعاً للباهاء (pH) كما يتحكم في ذوبانية الرصاص إلى حد بعيد تشكل كاربونات الرصاص غير الذوابة. تزداد ذوبانية الرصاص بدرجة ملحوظة عندما يقل الباهاء عن 8 نظراً للتناقص الكبير في تركيز كربونات التوازن. وعلى هذا تميل الذيبية الرصاصية إلى أن تبلغ حدها الأقصى داخل المياه ذات الباهاء (pH) المنخفضة والقلوية المنخفضة، ويفترض في إجراء التحكم المؤقت والمفيد ريثما يتم استبدال الأنابيب أن يحرص على أن يظل الباهاء يتراوح بين 8.0 و8.5 .

الإسمنت والخرسانة (الباطون)

الخرسانة مادة مركبة تتألف من حزام أسمنتي يُطَوِّق كُداسة خاملة. أما الإسمنت فهو في المقام الأول خليط من سيليكات الكالسيوم والألومينات مع بعض الجير الحر. ويستخدم الملاط الإسمنتي الذي تكون فيه الكداسة من الرمل الناعم بطانة واقية في أنابيب المياه الحديدية والفولاذية. أما في أنابيب الإسمنت الإميانتي (A/C)، فتكون الكداسة من ألياف الإميانت. والإسمنت عرضة للتدهور في حال التعرض المطوّل للمياه العدوانية ـ إما بسبب ذوبان الجير وغيره من المركبات الذوابة أو بسبب الهجمة الكيميائية من قبل الأيونات العدوانية مثل الكلوريد أو السلفات ـ وقد يؤدي هذا إلى قصور بنيوي في أنابيب الإسمنت. وترتبط عدوانية المياه تجاه الإسمنت بقيمة منسب لانجلييه، التي تقيس الكامن من أجل ترسب أو ذوبان كربونات الكالسيوم (انظر الفقرة 6 ـ 6 ـ 6). هناك أيضاً "منسب عدوانية" مشابه كان يستخدم استخداماً نوعياً لتقييم الكامن من أجل ذوبان الخرسانة وقد يكون الباهاء (pH) البالغ 8.5 أو أكثر ضرورياً لمكافحة إنتكال الإسمنت.

6 ـ 6 ـ 5 الجوانب المكروبيولوجية للإنتكال

يمكن للمكروبات أن تلعب دوراً معتداً في إنتكال مواد الأنابيب بتشكيلها مناطق دقيقة من الباهاء المنخفض أو تركيزات عالية للأيونات الإنتكالية تتواسط عمليات التأكسد أو بإزالة نواتج الإنتكال وتمزيق الطبقات الرقيقة السطحية الواقية. ومن أهم الجراثيم ذات العلاقة بالإنتكال المُخَفِّضة للسلفات وجراثيم الحديد، ولكن يمكن لمُخفِّضات النترات ومخفضات الميثان أن يكون لها دور في بعض الحالات. على أن الإنتكال المحرَّض بالمكروبات يجنح إلى تكوين مشكلة في نظم التوزيع التي لا يتم الحفاظ فيها على تركيزات من متبقي الكلور، وخصوصاً في "النهايات الميتة" وغيرها من الحالات التي يكون فيها التدفق منخفضاً كما يمكن أن يشكل مشكلة حيثما توجد الترسبات الفلِّسية الثقيلة أو حيثما تتشكل نواتج انتكال كبيرة.

6 ـ 6 ـ 6 مناسب الائتكال

تم تطوير عدد من المناسب لتمييز كامن الإئتكال في أي مياه علــى وجـه الخصوص ويعتمد أغلبها على افتراض مؤداه أن المياه التي تميل إلى ترسيب أقـلاس كربونات الكالسيوم على سطوح المعادن ستكون أقل ائتكالية. وعلى ذلك يمثل منسب لانجلييه المعروف جيداً الفرق بين الباهاء الفعلي للمياه وباهاء الإشباع الخاص بها وهذا الباهاء هو ذلك الذي ستكون به المياه ذات القلوية نفسها وعُسْرة الكالسيوم نفسـها في حالـة تـوازن مع كربونات الكالسيوم الصلبة. ويضاف إلى عسرة الكالسيوم وقلويته أن حساب باهاء الإشباع يأخذ بالاعتبار تركيز إجمالي الجوامد الذابة ودرجة الحرارة.

وتعتبر المياه التي يكون فيها الباهاء أعلى من باهاء الإشباع الخاص بها (منسب لانجلييه الإيجابي) مفرطة التشبُّع فيما يخص كربونات الكالسيوم ومن ثم تنزع إلى ترسيب أقلاس. وعلى النقيض من ذلك تعتبر المياه التي يقل فيها الباهاء عن باهاء الإشباع الخاص بها (منسب لانجلييه السلبي) أقل إشباعاً فيما يخص كربونات الكالسيوم ولذلك تعتبر عدوانية. وهناك مخططات معادلة لتبسيط تحديد باهاء الإشباع. وفي الحالة المثالية يفترض أن تكون المياه الموزَّعة عند باهاء الإشباع الخاص بها أو أعلى منه قليلاً.

لقد أثبت منسب لانجلييه وغيره من المؤشرات القائمة على مبادىء مماثلة أنه يساعد على التنبؤ بمشاكل الإئتكال في كثير من الحالات ومعالجتها. ومن الواضح، على كل حال، أن الافتراض القائل إن فلس كربونات الكالسيوم سيبقى دائماً واقياً وأن المياه التي لا ترَسِّب مثل هذا الفلس ستبقى دائماً إئتكالية يبالغ في تبسيط ظاهرة معقدة. ولذلك فليس من المدهش، أن تكون المحاولات الخاصة بالتحديد الكمي للعدوانية على هذا الأساس قد أفضت إلى نتائج مختلطة.

وقد تم إثبات فائدة نسبة تركيزات الكلوريد والسلفات إلى تركيز البيكربونات (نسبة Larson) في تقييم إئتكالية المياه بالنسبة لحديد الصب والفولاذ. واستخدم أسلوب مماثل في دراسة ذوبان الزنك من توصيلات النحاس الأصفر.

6 ـ 6 ـ 7 استراتيجيات مكافحة الإئتكال

تتضمن الاستراتيجيات الرئيسية لمكافحة الإئتكال ما يلي:

- التحكم بالثابتات البيئية المؤثرة على نسبة الإئتكال،
- إضافة مثبطات كيميائية،
- القياسات الكيميائية الكهربائية،
- الاعتبارات المتعلقة بتصميم نظام التوزيع.

إن الطرائق الأكثر تطبيقاً لمكافحة الإئتكال داخل نظام توزيع المياه هي التحكم بالباهاء وزيادة عسرة الكربونات أو إضافة مثبطات الإئتكال مثل متعدد فوسفات الصوديوم أو السيليكات وأورثوفوسفات الزنك. ويجب أن تكون النوعية والجرعة القصوى المزمع استخدامها متوافقة مع المواصفات الوطنية المناسبة لمثل هذه المواد الكيميائية الخاصة بمعالجة المياه. وعلى الرغم من أن مراقبة الباهاء تعد أسلوباً هاماً، فمن الواجب دائماً أن

يؤخذ بعين الاعتبار تأثيره المحتمل على جوانب أخرى من تكنولوجيا الإمداد بالمياه بما في ذلك التطهير.

7.6 إجراءات الطوارىء

من الضروري أن تتولى الجهات المسؤولة عن الإمداد بالمياه وضع خطط للطوارىء يمكن تنفيذها في حالة حدوث طارىء. ويجب أن تأخذ هذه الخطط بعين الاعتبار كلا من الكوارث الطبيعية (كالزلازل والفيضانات والأضرار التي تلحق بالمعدات الكهربائية من جراء ضربات البرق)، وكذلك الحوادث (حالات الاندلاق من مستجمعات الأمطار)، والأضرار اللاحقة بمحطات المعالجة ونظم التوزيع وكذلك الإجراءات التي يتخذها البشر (كالإضرابات والتخريب). ويجب أن تحدد خطط الطوارىء، بشكل واضح مسؤوليات الإجراءات التنسيقية الواجب اتخاذها وخطة للإتصالات لإنذار وإشعار المستهلكين للإمدادات، وأن تضع خططاً لتأمين وتوزيع إمدادات الطوارىء من المياه.

إن القرار القاضي بأغلاق الإمدادات في حالات الطوارىء ينطوي في ذاته على الالتزام بتأمين إمدادات بديلة مأمونة. قد يفضل إعلام المستهلكين بضرورة غلي المياه وإجراء الكلورة الفائقة وإتخاذ الإجراءات التصحيحية الفورية. ويقصد بالمعايير الوطنية لمياه الشرب التأكد من أن المستهلك يتمتع بمياه مأمونة وصالحة للشرب وعدم إغلاق إمدادات المياه ذات النقائض.

ومن الضروري في حالات الطوارىء التي تظهر فيها بينة على وجود تلوث برازي في إمدادات المياه، اللجوء إما إلى تعديل المعالجة للمصادر الموجودة أو استعمال مصادر بديلة للمياه بصورة مؤقتة. وقد يكون من الضروري زيادة التطهير عند المصدر أو إعادة الكلورة أثناء التوزيع. ويجب إبقاء نظام التوزيع تحت ضغط مستمر قدر الإمكان، لأن التقصير في هذا الصدد سيزيد من خطر دخول التلوث إلى الأنابيب زيادة كبيرة كما سيزيد إمكانية ظهور الأمراض المنقولة بالمياه. وإذا تعذر الحفاظ على الجودة، وجب إعلام المستهلكين بوجوب غلي المياه خلال فترة الطوارىء. وينبغي أيضاً إيصال المياه إلى غليان دوار شديد لمدة دقيقة. ولما كانت المياه تغلي في درجة حرارة أقل مع زيادة الارتفاع، فمن الواجب إضافة دقيقة من الغليان لكل 1000 م فوق سطح البحر. وهذا من شأنه أن يقتل أو يعطل نشاط الخلايا الإنباتية للجراثيم والفيروسات وكذلك كيسات الجيارديـة. وفي حالة استخدام إمدادات ضخمة في الصهاريج يجب إضافة الكلور الكافي لضمان وجود تركيز متبقي من الكلور الحر لا يقل عن 0,5 مغ/لتر لمدة لا تقل عن 30 دقيقة عند نقطة التوريد. ويجب تطهير الصهاريج أو تنظيفها بالبخار قبل الاستعمال. وينبغي أيضاً دراسة إجراءات الاستخدام المؤقتة لمطهرات أخرى مثل إضافة الحبوب المطهرة البطيئة الإطلاق للمياه المأخوذة من الصنبور والتأكد من أنها تؤمن التطهير المأمون والمعوّل.

وليس من الممكن إعطاء توجيه عام يشمل حالات الطوارىء التي تسبب المواد الكيميائية فيها تلوثاً شاملاً للإمدادات. أما القيمة الدلالية الموصى بها فترتبط بمستوى للتعرض يعتبر ممكن التحمل على مدى العمر، ولا يُنْظر عادة بعين الاعتبار إلى التأثيرات السامة الحادة أثناء تقييم الدخول اليومي الممكن تحمله. ويتوقف طول الفترة الزمنية التي سيكون التعرض

أثناءها لمادة كيميائية تزيد كثيراً عن القيمة الدلالية ليكون مضراً بالصحة من الناحية السمومية على عوامل تختلف من ملوث لآخر. ويعتبر كلٌ من نصف العمر البيولوجي للملوث وطبيعة السمية والمقدار الذي يتجاوز عنده التعرُض للقيمة الدلالية من الأمور ذات الأهمية الحاسمة يجب استشارة سلطات الصحة العامة في حالات الطوارئ بصدد الإجراء الملائم.



الفصل الثاني- الجوانب المكروبيولوجية

العوامل الممرضة ومكافحة الأمراض المنقولة بالماء

Falconer IR, Beresford AM, Runnegar MTC. Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green algae, *Microcystis aeruginosa*. *Medical journal of Australia*, 1983, 1: 511-514.

Galbraith NS et al. Water and disease after Croydon: a review of water-borne and water-associated diseases in the UK 1937-1986. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 1987, 1, 7-21.

Lippy EC, Waltrip SC. Waterborne disease outbreaks - 1946 - 1980: a thirty-five year perspective. *Journal of the American Water Works Association*, 1984, 76(2): 60-67.

Regli S et al. Modelling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. *Journal of the American Water Works Association, 1991, 83(11): 76-84.*

Short CS. The Bramham incident, 1980 - an outbreak of water-borne infection. *Journal of the Institution of water and Environmental Management*, 1988,2: 383-390.

Steering Committee for Cooperative Action for the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade. *Report on IDWSSD impact on diarrheal disease*. Geneva, World Health Organization, 1990[1]

Steering Committee for Cooperative Action for the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade. *Report on IDWSSD impact on dracunculiasis*. Geneva, World Health Organization, 1990[1]

Steering Committee for Cooperative Action for the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade. *Report on IDWSSD impact on schistosomiasis*. Geneva, World Health Organization, 1990[1]

World Health Organization. *Surveillance of drinking-water quality. Geneva, 1976 (Monograph Series, No 63)*

[1] Unpublished document, available from Community Water Supply and Sanitation, World Health Organization, 1211 Geneva 27, Switzerland.

ثَبَتُ المراجع

الطرائق المكروبيولوجية القياسية

American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17th ed. Washington, DC, 1989.

Block J-C, Schwartzbrod L. *Analyse virologique des eaux. Techniques de mise en évidence de virus humains. Paris*, Technique et Documentation, Lavoisier, 1982.

Codex Alimentarius Commission. *Codex standards for natural mineral waters and edible ices and ice mixes*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Codex Alimentarius Vol. XII, 1st ed., 1982, and Suppl. 1, 1986.

Department of Health and Social Security. *The bacteriological examination of drinking water supplies 1982. London, Her Majesty's Stationery Office, 1983 (Reports on Public Health and Medical Subjects No. 71).*

Maul A, Vagost D, Block J-C. *Stratégie d'échantillonnage pour l'analyse microbiologique sur les réseaux de distribution d'eau*, Paris, Lavoisier, 1989.

الفصل الثالث. الجوانب الكيميائية

الطرائق الاعتيانية والتحليلية

American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17th ed. Washington, DC, 1989.

International Organization for Standardization. *Water quality series*. Geneva.

Rodier J. *L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. 7th ed. Paris, Dunod, *1984*.

تقدير المخاطر

Bull RJ, Kopfler FC. *Health effects of disinfectants and disinfection by-products*. Denver, CO, American Waterworks Association, 1991.

Environmental Health Criteria Series. Geneva, World Health Organization.

Pentachlorophenol (No.71, 1987).
Permethrin (No.94, 1990).
Methylmercury (No. 101, 1990).
Beryllium (No 106, 1990).
Barium (No.107, 1990).
Nickel (No. 108,1990).
Tributyltin compounds (No.116,1990).
Inorganic mercury (No. 118, 1990).
Aldicarb (No. 121,1991).
Lindane (No. 124, 1991).
Chlorobenzenes other than hexachlorobenzene (No. 128, 1991).
Diethylhexylphthalate (No. 131, 1992).

Cadmium (No.134,1992).
1.1.1-Trichloroethane (No. 136, 1992).

International Agency for Research on Cancer. *Overall evaluations of carcinogenicity: an updating of IARC Monographs volumes 1 to 42.* Lyon, 1987 (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Suppl. 7).

International Agency for Research on Cancer. *Chlorinated drinking-water; chlorination by-products; some other halogenated compounds; cobalt and cobalt compounds.* Lyon, 1991 (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 52).

Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. *Evaluation of certain food additives and the contaminants, mercury, lead and cadmium* sixteenth report. Geneva, World Health Organization, 1972 (WHO Technical Report Series, No. 505).

Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. *Evaluation of certain food additives and contaminants.* Geneva, World Health Organization.
Twenty-second report, 1978 (WHO Technical Report Series, No.631).
Twenty-sixth report, 1982 (WHO Technical Report Series, No 683).
Twenty-seventh report, 1983 (WHO Technical Report Series, No.696).
Twenty-eighth report, 1984 (WHO Technical Report Series, No 710).
Thirtieth report, 1987 (WHO Technical Report Series, No. 751).
Thirty-third report, 1989 (WHO Technical Report Series, No. 776).
Thirty-seventh report, 1991 (WHO Technical Report Series, No 806).

International Programme on Chemical Safety. *Summary of toxicological evaluations performed by the Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (JMPR).* Geneva, World Health Organization, 1991 (unpublished document, WHO/PCS/92.9; available from Programme for the Promotion of Chemical Safety, World Health Organization, 1211 Geneva 27, Switzerland).

National Research Council. *Drinking water and health, Vol. 1, 1977; to Vol. 9,* 1989. Washington, DC, National Academy Press.

National Research Council. *Recommended dietary allowances*, 10th ed. Washington, DC, National Academy Press, 1989.

الفصل الرابع ـ الجوانب الإشعاعية

American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 17th ed. Washington, DC, 1989.

Optimization and decision-making in radiological protection. *Annals of the ICRP*, 1989,20 (1).

1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Annals of the ICRP*, 1990,21 (1-3).

Association of Official Analytical Chemists. *Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists*, 15th ed. Washington, DC, 1990.

Environmental Measurements Laboratory. *EML procedures manual*. New York, Department of Energy, 1990 (HASL-300).

International Organization for Standardization. *Water quality - measurement of gross alpha activity in non-saline water - thick source method*. Geneva, 1990 (Draft International Standard 9696).

International Organization for Standardization. *Water quality - measurement of gross beta activity in non-saline water*. Geneva, 1990 (Draft International Standard 9697).

National Council on Radiation Protection and Measurements. *Control of radon in houses. Recommendations of the National Council on Radiation Protection and Measurements*. Bethesda, MD, 1989 (NCRP Report No.103).

National Radiological Protection Board, *Committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides*. A report of the National Radiological Protection Board of the United Kingdom. Chilton, Didcot, 1991 (NRPB-R245).

Suess MJ, ed. *Examination of water for pollution control*. 3 vols. Oxford, Pergamon Press, 1982.

United States Environmental Protection Agency. *Eastern Environmental Radiation Facility. Radiochemistry procedures manual*. Montgomery, AL, 1987 (EPA 520/5-84-006).

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. *Sources, effects and risks of ionizing radiation*. New York, United Nations, 1988.

World Health Organization. *Derived intervention levels for radionuclides in food*. Geneva, 1988.

الفصل الخامس ـ جوانب المقبولية

Department of National Health and Welfare (Canada). *Guidelines for Canadian drinking water quality. Supporting documentation*. Ottawa, 1980.

National Institute for Water Supply. *Compilation of odour threshold values in air and water*. Zeist, Netherlands, 1977.

Zoetman BCJ. *Sensory assessment of water quality*. New York, Pergamon Press, 1980.

الفصل السادس ـ حماية وتحسين جودة المياه

Abram FSH et al. *Permethrin for the control of animals in water mains*. Medmenham, Water Research Centre, 1980 (Technical Report No.145).

American Water Works Association. *Water quality and treatment*. 4th ed. New York, McGraw-Hill, 1990.

Cox CR. *Operation and control of water treatment processes*. Geneva, World Health Organization, 1969 (Monograph Series, No.49).

Degrémont. *Water treatment handbook*, 6th ed. Paris, Lavoisier, 1991.

Department of the Environment, Welsh Office. *Guidance On safeguarding the quality of public water supplies.* London, Her Majesty's Stationery Office, 1989.

Department of National Health and Welfare (Canada). *Guidelines for Canadian drinking water quality. Application manual for the production of drinking water.* Ottawa, Canadian Government Publishing Centre (in press).

Dupont A. *Hydraulique urbaine. Tome 1: Hydrologie, captage et traitement des eaux*, 1986. Tome 2: *Ouvrages de transport. Elévation et distribution des eaux*, 1988. Paris, Eyrolles.

Lallemand-Barres A, Roux J-C. *Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine.* Orléans, Editions du BRGM, 1986 (Coll. Manuels et Méthodes, No.19).

Montout G, Larguier M. *Protection des distributions d'eau.* Paris, Compagnie générale des Eaux, Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris, 1979.

Rajagopalan S, Shiffman MA. *Guide to simple sanitary measures for the control of enteric diseases.* Geneva, World Health Organization, 1974.

Water Authorities Association. *Guide to the microbiological implications of emergencies in the water services.* London, 1985.

World Health Organization. *Surveillance of drinking-water quality.* Geneva, 1976 (Monograph Series, No 63).

WHO Regional Office for Europe. Disinfection of rural and small-community water supplies. Medmenham, Water Research Centre, 1989.

الملحق 1 ـ لائحة بأسماء المشاركين في الاجتماعات التحضيرية

المشاورة الخاصة بمراجعة الدلائل الإرشادية التي وضعتها المنظمة لضمان جودة مياه الشرب (روما، إيطاليا، 17 ـ 1988/10/19)

الأعضاء

L. Albanus, Head, Toxicology Laboratory, National Food Administration, Uppsala, Sweden

J. Alexander, Toxicological Department, National Institute of Public Health, Oslo, Norway

J. A. Cotruvo, Director, Criteria and Standards Division, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

H. de Kruijf, Laboratory for Ecotoxicology, Environmental Chemistry and Drinking-Water, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

H.H. Dieter, Director and Professor, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England *(Rapporteur)*

E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy

J.R. Hickman, Acting Director-General, Environmental Health Directorate, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada

Y. Magara, Director, Department of Sanitary Engineering, Institute of Public Health, Tokyo, Japan

R.F. Packham, Chief Scientist, Water Research Centre, Medmenham, England

M. Waring, Department of Health and Social Security, London, England

G.A. Zapponi, Environmental Impact Assessment Section, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy

المراقبون

S. Blease, Administrator, Water Protection Division, Commission of European Communities, Brussels, Belgium

B. Julin, Regulatory Affairs Manager, International Group of National Associations of Manufacturers of Agrochemical Products, Wilmington, DE, USA

A. Pelfrène, International Group of National Associations of Manufacturers of Agrochemical Products, Paris, France

N. Sarti, Division of Water and Soil, Ministry of Health, Rome, Italy

الأمانة

G. Burin, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

M. Mercier, Manager, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

G. Ozolins, Manager, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland *(Moderator)*

S. Tarkowski, Director, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

مشاورة حول الكروبيولوجيا (لندن، انكلترا، 1989/6/23)

الأعضاء

U. Blumental, London School of Hygiene and Tropical Medicine, London, England

S. Cairncross, London School of Hygiene and Tropical Medicine, London, England

A.H. Havelaar, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

R.F. Packham, Marlow, England

W. Stelzer, Research Institute of Hygiene and Microbiology, Bad Elster, German Democratic Republic

H. Utkilen, Department of Sanitary Engineering and Environmental Protection, National Institute of Public Health, Oslo, Norway

R. Walter, Director, Institute for General and Community Hygiene, Dresden, German Democratic Republic

الأمانة

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

B. Lloyd, Environmental Health Unit, Robens Institute of Industrial and Environmental Health and Safety, Guildford, England

E.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham, England

المشاورة حول تنسيق العمل (كوبنهاغن، الدانمارك، 4 ـ 1989/9/5)

الأعضاء

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England *(Co-Rapporteur)*

E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy

E.S. Jensen, Senior Technical Adviser on Water Supply and Sanitation Projects, Technical Advisory Division, Danish International Development Agency, Copenhagen, Denmark

A. Minderhoud, Laboratory for Ecotoxicology, Environmental Chemistry and Drinking-Water National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

B. Mintz, Chief, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

P.A Nielsen, Scientific Officer, Toxicologist, Institute of Toxicology, National Food Agency, Soborg, Denmark

E. Poulsen, Chief Adviser in Toxicology, Institute of Toxicology, National Food Agency, Soborg, Denmark

B. Schultz, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

الأمانة

G Burin, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland *(Co-Rapporteur)*

O. Espinoza, Regional Officer for International Water Decade, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

D. Kello, Project officer for Toxicology and Food Safety, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

S. Tarkowski, Director, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

اجتماع مجموعة التنسيق، (جنيف، سويسرا 13 ـ 1990/3/14)

الأعضاء

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy

J.R. Hickman, Acting Director-General, Environmental Health Directorate, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada

A. Minderhoud, Laboratory for Ecotoxicology, Environmental Chemistry and Drinking Water, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

B. Mintz, Chief, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

B. Schultz, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

الأمانة

G. Burin, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

O. Espinoza, Regional Officer for International Water Decade, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

D. Kello, Project Officer for Toxicology and Food Safety, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

G. Ozolins, Manager, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

R. Plestina, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

اجتماع مجموعة المراجعة الأولى حول مبيدات الهوام (بوستو غارولفو، ايطاليا، 25 ـ 1990/6/30)

الأعضاء

H. Abouzaid, Chief, Water Quality Control Division, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Chellah, Morocco

H. Atta-ur-Rahman, Director, H.E.J. Research Institute of Chemistry, Karachi, Pakistan

V. Benes, Chief, Toxicology and Reference Laboratory, Institute of Hygiene and Epidemiology, Prague, Czechoslovakia

J.F. Borzelleca, Pharmacology, Toxicology, Medical College of Virginia, Virginia Commonwealth University, Richmond, VA, USA

L. Brener, Chief, Department of Mineral Analysis, Research Laboratory, Société Lyonnaise des Eaux-Dumez, Paris, France

D. Calamari, Institute of Agricultural Entomology, Faculty of Agriculture, University of Milan, Italy

J. Du, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

J. K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England *(Rapporteur)*

J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark

E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy

A. Jaron, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium

M. Maroni, Director, International Centre for Pesticide Safety, Busto Garolfo, Italy

Y. Patel, Health Effects Assessment, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

E. Poulsen, Chief Adviser in Toxicology, Institute of Toxicology, National Food Agency, Soborg, Denmark *(Chairman)*

J. Rueff, Department of Genetics, Faculty of Medical Science, Lisbon, Portugal

B. Schultz, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

J.A. Sokal, Head, Department of Toxicity Evaluation, Institute of Occupational Medicine, Lodz, Poland

M. Takeda, Director of Environmental Chemistry, National Institute of Hygienic Science, Tokyo, Japan

E.M. den Tonkelaar, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

G. Wood, Acting Head, Criteria Section, Monitoring and Criteria Division, Environmental Health Directorate, Health and Welfare, Ottawa, Canada

المراقبون

S. Behrendt, BASF AG, Limburgerhof, Federal Republic of Germany

S. Hahn, BASF AG, Limburgerhof, Federal Republic of Germany

H. Kieczka, BASF AG, Limburgerhof, Federal Republic of Germany

S. Kimura, Southern Fukuoka Prefecture, Water Spread Authority, Japan Water Works Association, Tokyo, Japan

E Sarhan, CIBA-GEIGY Ltd, Basel, Switzerland

G.E. Veenstra, Shell International Petroleum, The Hague, Netherlands

الأمانة

G. Burin, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

D. Kello, Project Officer for Toxicology and Food Safety, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

R. Plestina, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

اجتماع مجموعة المراجعة الأولى حول العضويات (كوبنهاغن، الدانمارك، 6 ـ 1990/11/10)

الأعضاء

C. Abernathy, Toxicologist, Health Effects Branch, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

H.H. Dieter, Director and Professor, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin, Germany

A.M. van Dijk-Looyaard, Drinking-Water Research Scientist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England *(Rapporteur)*

J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark

E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy

K. Khanna, Pharmacologist, Health Effects Branch, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

R. van Leeuwen, Toxicologist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

U. Lund. Head, Department of Chemistry, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

M.E. Meek. Head, Priority Substances Section, Environmental Heath Centre, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada

T. Ookubo, Head, Water Quality Examination Laboratory, Hachinohe Regional Water Supply Cooperation, Hachinohe, Japan

E. Sandberg, Toxicologist, National Food Administration, Uppsala, Sweden

U. Schlosser, Research Institute for Hygiene and Microbiology, Bad Elster, Germany

E.A. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium

J.A. Sokal, Head, Department of Toxicity Evaluation, Institute of Occupational Medicine, Lodz, Poland *(Chairman)*

M. Takeda, Director of Environmental Chemistry, National Institute Hygienic Science, Tokyo, Japan

المراقب

A. Carlsen, Ministry of the Environment, National Agency of Environmental Protection, Miljöstyrelsen, Copenhagen, Denmark

الأمانة

P. Bérubé, Programme Assistant, International Water Decade, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

O. Espinoza, Regional Officer for International Water Decade, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

D. Kello, Project Officer for Toxicology and Food Safety, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

D. Schutz, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

S. Tarkowski, Director Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

J. Wilbourn, Unit of Carcinogen Identification and Evaluation, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France

اجتماع مجموعة المراجعة الأولى حول اللاعضويات (بتهوفن، هولندا، 81 ـ 1991/3/22)

الأعضاء

E.A. Bababumni, Department of Biochemistry, University of Ibadan, Ibadan, Nigeria

K.L. Bailey, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

G.F. Craun, Chief Epidemiologist, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

A.M. van Dijk-Looyaard, Drinking-Water Research Scientist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England *(Rapporteur)*

R. van Leeuwen, Toxicologist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands *(Chairman)*

M.E. Meek, Head, Priority Substances Section, Environmental Health Centre, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada

E. Poulsen, Chief Adviser in Toxicology, Institute of Toxicology, National Food Agency, Soborg, Denmark

Y.A. Rakhmanin, Head of Laboratory, Ministry of Health of the USSR Academy of Medical Sciences, A.N. Sysin Institute of General and Communal Hygiene, Moscow, USSR

V.R. Rao, Assistant Director and Read, Department of Toxicology, The Haffkine Institute, Parel, Bombay, India

F.G.R. Reyes, Professor of Food Toxicology, Department of Food Science, State University of Campinas, Brazil

F Sartor, Institute of Hygiene and Epidemiology, Ministry of Public Health and the Family, Brussels, Belgium

J.A. Sokal, Head, Department of Toxicity Evaluation, Institute of Occupational Medicine, Lodz, Poland

M. Takeda, Director of Environmental Chemistry, National Institute of Hygienic Science, Tokyo, Japan

المراقبون

J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark

I. Harimaya, Director of Water Quality Research, Kobe, Japan

M. Minowa, Director of Epidemiology, Institute of Public Health, Ministry of Health and Welfare, Tokyo, Japan

E.A. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium

J.F.M. Versteegh, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

V. Vignier, Société Lyonnaise des Eaux Dumez, International Centre for Research on Water and the Environment (CIRSEE), Le Pecq, France

الأمانة

B. Chen, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

اجتماع مجموعة المراجعة الثانية حول العضويات (كوبنهاغن، الدانمارك، 8 ـ 1991/4/12)

الأعضاء

K. Bergman, Toxicologist, Medical Products Agency, Division of Pharmacology, Uppsala, Sweden

A. Carlsen, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark

H.H. Dieter, Director and Professor, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin, Germany

P.M. Dudermel, Pasteur Institute, Lille, France

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England *(Rapporteur)*

J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark

R. Hasegawa, Section Chief, Division of Toxicology National Institute of Hygienic Science, Tokyo, Japan

K. Hughes, Chemical Health Hazard Evaluator, Environmental Health Centre, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada

R. van Leeuwen, Toxicologist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

U. Lund, Head, Department of Chemistry, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

A. Patel, Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

Y. Richard, Chief, Department of Chemical Research, Société Degrémont, Rueil-Malmaison, France

E. Sandberg, Toxicologist, National Food Administration, Uppsala, Sweden

J.A. Sokal, Head, Department of Toxicity Evaluation, Institute of Occupational Medicine, Lodz, Poland *(Chairman)*

الأمانة

X. Bonnefoy, Acting Regional Officer for Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

J. Gents, Secretary, International Water Decade, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

D. Kello, Project Officer for Toxicology and Food Safety, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

S. Tarkowski, Director, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

مشاورة مجموعة التنسيق (جنيف، سويسرا، 13 ـ 1991/5/4)

الأعضاء

J. K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

J.R. Hickman, Director-General, Environmental Health Directorate, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada *(Moderator)*

U. Lund, Head, Department of Chemistry, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

B. Mintz, Chief, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

E.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham, England

الأمانة

X. Bonnefoy, Acting Regional Officer for Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark *(Co-Rapporteur)*

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland *(Co-Rapporteur)*

R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

J. Kenny, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

M. Mercier, Manager, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

G. Ozolins, Manager, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

P. Waight, Prevention of Environmental Pollution, Division of Enviroamental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

مجموعة المراجعة حول المطهرات ونواتجها الجانبية (بيتسدا، ميريلاند، الولايات المتحدة الأمريكية، 10 ـ 1991/6/14)

الأعضاء

H. Abouzaid, Chief, Water Quality Control Division, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Chellah, Morocco

W. Almeida, Department of Preventive Medicine, State University of Campinas, Campinas, Brazil

M. Ando, National Institute of Hygienic Science, Division of Environmental Chemistry, Tokyo, Japan

R. Bull, Pharmacology/Toxicology Graduate Program, College of Pharmacy, Washington State University, Pullman, WA, USA

G. Burin, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA *(Vice-Chairman)*

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England *(Co-Rapporteur)*

B. Havlik, Institute of Hygiene and Epidemiology, Prague, Czechoslovakia

N. Mahabhol, Ministry of Public Health, Bangkok, Thailand

M.E. Meek, Head, Priority Substances Section, Environmental Health Centre, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada *(Co-Rapporteur)*

B. Mintz, Chief, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA *(Chairman)*

R. Packham, Marlow, England

J.F.M. Versteegh, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

Z. Zholdakova, Academy of Medical Sciences, A.N. Sysin Institute of General and Communal Hygiene, Moscow, USSR

المراقبون

J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark

E. Ohanian, Office of Science and Technology, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

H. Sasaki, Water Quality Laboratory, Sapporro, Hokkaido, Japan

الأمانة

R. Cantilli, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

N. Chiu, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

J. Du, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

J. Orme, Office of Science and Technology, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

اجتماع المراجعة حول العوامل المرضة والمجلد الثالث حول ترصد إمدادات الميـاه العامة (هراري، زيمبابوي، 24 ـ 1991/6/28)

الأعضاء

H. Abouzaid, Chief, Water Quality Control Division, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Chellah, Morocco

M.T. Boot, Programme Officer, IRC International Water and Sanitation Centre, The Hague, Netherlands

J.Z. Boutros, Consultant in Food and Water Control, Khartoum, Sudan *(Rapporteur)*

W. Fellows, Programme Officer, Water and Environmental Sanitation, UNICEF Harare, Zimbabwe

F.J. Gumbo, Head of Water laboratories, Operation, Maintenance and Water laboratories Division, Ministry of Water (MAJI), Dar-es-Salaam, United Republic of Tanzania

A.H. Havelaar, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

J. Hubley, Senior Lecturer in Health Education, Health Education Unit, Faculty of Health and Social Care, Leeds Polytechnic, Leeds, England

B. Jackson, Senior Engineering Advisor, British Development Division in East Africa, Nairobi, Kenya

E. Khaka, Ministry of Energy and Water Resources Development, Harare, Zimbabwe

S. Laver, lecturer, Department of Community Medicine, University of Zimbabwe, Mount Pleasant, Harare, Zimbabwe

M.T. Martins, Associate Professor, Environmental Microbiology Laboratory, University of Sao Paulo, Brazil

P. Morgan, Advisor, Water and Sanitation, Ministry of Health, Blair Research Laboratory, Harare, Zimbabwe

S. Mtero, Principal Medical Research Officer, Ministry of Health, Blair Research Laboratory, Harare, Zimbabwe

S. Musingarabwi, Director, Environmental Health Services, Ministry of Health, Harare, Zimbabwe *(Vice-Chairman)*

F. Niang, Chief, Laboratory Service, Senegalese National Water Management Company, Dakar, Senegal

E.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham, England

P.K. Ray, Director, Industrial Toxicology Research Centre, Lucknow, India

P. Taylor, Director, Training Centre for Water and Sanitation, Department of Civil Engineering, University of Zimbabwe, Harare, Zimbabwe *(Chairman)*

H. Utkilen, Scientist, National Institute of Public Health, Department of Environmental Medicine, Oslo, Norway

المراقبون

M. Ellis, Primary Health Consultant, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England

D. Tolson, Aid Secretary, British High Commission, Harare, Zimbabwe

الأمانة

J. Bartram, Manager, Overseas Development, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

J. Kenny, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

V. Larby, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England

B. Lloyd, Head, Environmental Health, The Robens Inistitute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England

K. Wedgwood, Research Officer, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England

F. Zawide, WHO Sanitary Engineer, Sub-region III, Harare, Zimbabwe

اجتماع مجموعة المراجعة الثانيــة حــول مبيــدات الهــوام (ريــن، فرنســا، 2 ـ 1991/9/6)

الأعضاء

G. Burin, Toxicologist, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA *(Co-Rapporteur)*

A. Bruchet, Société Lyonnaise des Eaux Dumez, International Centre for Research on Water and the Environment (CIRSEE), Le Pecq, France

H.H. Dieter, Director and Professor, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin, Germany

P.M. Dudermel, Pasteur Institute, Lille, France

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England *(Co-Rapporteur)*

J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark

E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy

R. Halperin, Chief Engineer for Environmental Health, Ministry of Health, Jerusalem, Israel

K. Hughes, Chemical Health Hazard Evaluator, Priority Substances Section, Environmental Substances Division, Environmental Health Directorate, Environmental Health Centre, Ottawa, Canada

S. Kojima, Director of Environmental Chemistry, National Institute of Hygienic Science, Tokyo, Japan

A.M. Mahfouz, Senior Toxicologist and Pesticides Team leader, Office of Science and Technology, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

A. Montiel, Water Quality Control Officer, Water Management Company of Paris, Paris, France *(Chairman)*

E. Poulsen, Chief Adviser in Toxicology, Institute of Toxicology, National Food Agency, Soborg, Denmark

R. Seux, National School of Public Health, Rennes, France

E. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium

المراقبون

M.J. Carroll, Area Registration Manager, Monsanto Services International, Brussels, Belgium

A. Hirata, Chief, Monitoring Section, Water Quality Management, Waterworks Bureau, Tokyo Metropolitan Government, Tokyo, Japan

H.P. Nigitz, Head, Regulatory Affairs, Agrolinz Agricultural Chemicals, Linz, Austria

E. Puri, Toxicologist, CIBA-GEIGY Ltd, Basel, Switzerland

G.A. Willis, Manager, Product Safety, ICI Agrochemicals, Fernhurst, Haslemere, Surrey, England

الأمانة

X. Bonnefoy, Regional Adviser, Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

J. Gents, Programme Secretary, Environment and Health, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

اجتماع لجنة المراجعة الثانية حول اللاعضويات (بروكسل، بلجيكا، 14 ـ 1991/10/18)

الأعضاء

Y. Aida, Senior Research Scientist, Division of Risk Assessment, National Institute of Hygienic Science, Kamiyoga, Setagayaku, Tokyo, Japan

J. Alexander, Deputy Director, Department of Environmental Medicine, National Institute of Public Health, Oslo, Norway

K.L. Bailey, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

H.H. Dieter, Director and Professor, Toxicologist, Institute for Water Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin, Germany

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England *(Co-Rapporteur)*

A. Lafontaine, Honorary Director, Institute of Hygiene and Epidemiology, Brussels, Belgium

M.E. Meek, Head, Priority Substances Section, Environmental Health Centre, Health and Welfare Canada, Ottawa, Canada

B. Naima, Director, Water Quality laboratory, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Chellah, Morocco

G.D. Nielsen, Department of Environmental Medicine, Odense University, Odense, Denmark

R.F. Packham, Marlow, England

Y.A. Rakhmanin, Head of Laboratory, Ministry of Health of the USSR Academy of Medical Sciences, A.N. Sysin Institute of General and Communal Hygiene, Moscow, USSR

Tharwat Saleh, Project Manager, WHO Project EFY/CWS/002, Cairo, Egypt

R. Sarin, Assistant Director, Scientist and Head, Basic Research Division, National Environmental Engineering Research Institute (NEERI), Nehru Marg, Nagpur, India

F. Sartor, Institute of Hygiene and Epidemiology, Ministry of Public Health and the Family, Brussels, Belgium *(Chairman)*

J.F.M. Versteegh, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

المراقبون

J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark

E.A. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium

V. Vignier, Société Lyonnaise des Eaux Dumez, International Centre for Research on Water and the Environment (CIRSEE), Le Pecq, France

الأمانة

X. Bonnefoy, Regional Adviser, Health Planning Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland *(Co-Rapporteur)*

C. Martin, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

الاجتماع الخاص بالنيوكليدات المشعة (ميدمينهام، إنكلترا، 22 ـ 1992/1/24)

الأعضاء

O. Hydes, Drinking-Water Inspectorate, Department of the Environment, London, England

D.P. Meyerhof, Bureau of Radiation and Medical Devices, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada

J.C. Nénot, Director of Research, Institute for Nuclear Protection and Safety, Fontenayaux-Roses, France

K.C. Pillai, Health Physics Division, Bhabha Atomic Research Centre, Bombay, India

A. Randell, Senior Officer, Food Quality and Standards Service, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy

C. Robinson, National Radiological Protection Board, Chilton, Didcot, England *(Co-Rapporteur)*

L.B. Sztanyik, Director, "Frédéric Joliot-Curie" National Research Institute for Radiobiology and Radiohygiene, Budapest, Hungary *(Chairman)*

E. Wirth, Institute for Radiation Hygiene, Federal Office for Radiation Protection, Neuerberg, Germany

الأمانة

P.J. Waight, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland *(Co-Rapporteur)*

الطرائق التحليلية والمعالجة (ميدمينهام، انكلترا، 27 ـ 1992/1/29)

الأعضاء

H. Abouzaid, Chief, Water Quality Control Division, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Chellah, Morocco

S. Clark, Chief, Drinking Water Technology Branch, Office of Groundwater and Drinking Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

A.M. van Dijk-Looyaard, Drinking-Water Research Scientist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark

D. Green, Criteria Section, Environmental Health Centre, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada *(Co-Rapporteur)*

I. Licsko, Research Centre for Water Resources Development (VITUKI), Budapest, Hungary

B. Lloyd, Head, Environmental Health, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey Guildford, England

D.P. Meyerhof, Bureau of Radiation and Medical Devices, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada

A. Montiel, Water Quality Control Officer, Water Management Company of Paris, Paris, France *(Co-Rapporteur)*

R.F. Packham, Marlow, England (*Chairman*)

R. Sarin, Assistant Director, Scientist and Head, Basic Research Division, National Environmental Engineering Research Institute (NEERI), Nehru Marg, Nagpur, India

المراقبون

T. Aizawa, Department of Sanitary Engineering, Institute of Public Health, Tokyo, Japan

R.A. Breach, Water Quality Manager, Severn Treat Water, Birmingham, England

O. Hydes, Drinking Water Inspectorate, Department of the Environment, London, England

M. Ichinohe, Bureau of Waterworks, Tokyo Metropolitan Government, Tokyo, Japan

E. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium

M. Tsuji, Ministry of Health and Welfare, Tokyo, Japan

الأمانة

X. Bonnefoy, Regional Adviser, Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

B. Crathorne, Water Research Centre, Medmenham, England

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

E.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham, England

اجتماع المنظمة حول استحصاف المعلومات الخاصة بالعضويات ومبيدات الهوام (ميدمينهام، انكلترا، 30 ـ 1992/1/31)

الأعضاء

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

R. van Leeuwen, Toxicologist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands *(Moderator)*

U. Lund, Head, Department of Chemistry, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

M. Sheffer, Scientific Editor, Orleans, Canada

الأمانة

X. Bonnefoy, Regional Adviser, Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark *(Co-Rapporteur)*

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland *(Co-Rapporteur)*

اجتماع تحضير المسودة النهائية للمجلدين الأول والثاني (فال ديفيد، كويبيك، كندا، 19 ـ 1992/5/22)

الأعضاء

K. Bentley, Director, Environmental Health, Health Advancement Division, Australian Department of Health, Housing and Community Services, Woden, Australia

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

J.R. Hickman, Director-General, Environmental Health Directorate, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada *(Chairman)*

U. Lund, Head, Department of Chemistry, Water Quality Institute, Horsholm, Denmark

M.E. Meek, Head, Priority Substances Section, Environmental Health Centre, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada

B. Mintz, Chief, Health Effects Assessment Section, Criteria and Standards Division, Office of Drinking-Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

R.F. Packham, Marlow, England

E.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham, England

M. Sheffer, Scientific Editor, Orleans, Canada

P. Toft, Health Protection Branch, Environmental Health Directorate, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada

G. Wood, Health Protection Branch, Environmental Health Directorate, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada

الأمانة

X. Bonnefoy, Regional Adviser, Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark *(Co-Rapporteur)*

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland *(Co-Rapporteur)*

G. Ozolins, Manager, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

الاجتماع النهائي لفريق العمل (جنيف، سويسرا، 21 ـ 1992/9/25)*.

الأعضاء

H. Abouzaid, Chief, Water Quality Control Division, National Agency for Drinking-Water, Rabat-Chellah, Morocco

M. Aguilar, Director of Basic Sanitation, Department of Environmental and Occupational Health and Basic Sanitation, Mexico City, Mexico

J. Alexander, Deputy Director, Department of Environmental Medicine, National Institute of Public Health, Oslo, Norway

V. Angjeli, Chief of Communal Hygiene Division, Research Institute of Hygiene and Epidemiology, Tirana, Albania

L. Anukam, Federal Environmental Protection Agency (FEPA), Department of Planning and Evaluation, Federal Secretariat Complex (Phase II), Ikoyi, Lagos, Nigeria

W.S. Assoy, Director, Environmental Health Service, Department of Health, Manila, Philippines

Changjie Chen, Director, Institute of Environmental Health Monitoring, Chinese Academy of Preventive Medicine, Beijing, China

M. Csanady, Department Leader, National Institute of Hygiene, Budapest, Hungary

H.H. Dieter, Director and Professor, Institute for Water, Soil and Air Hygiene of the Federal Office of Health, Berlin, Germany

F.K. El Jack, Head of Water Department, National Chemical Laboratories, Khartoum, Sudan

J. Forslund, National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark *(Vice-Chairman)*

E. Funari, Department of Environmental Hygiene, Istituto Superiore di Sanità, Rome, Italy

E. Gonzalez, Chief, Department of Water Quality, Water Supply and Sewerage, San José, Costa Rica

F.J. Gumbo, Head of Water Laboratories, Operation, Maintenance and Water Laboratories Division, Ministry of Water (MAJI), Dar-es-Salaam, United Republic of Tanzania

B. Havlik, Head of Water Hygiene Branch, National Institute of Public Health, Prague, Czechoslovakia

---

* Invited but unable to attend: Director-General of Health, Islamabad, Pakistan; F.Sartor, Institute of Hygiene and Epidemiology, Ministry of Public Health and the Family, Brussels, Belgium

H.M.S.S.D Herath, Deputy Director General, Public Health Services, Ministry of Health, Colombo, Sri Lanka

L. Hiisvirta, Chief Engineer, Ministry of Social Affairs and Health, Helsinki, Finland

J. Kariuki, Senior Public Health Officer, Division of Environmental Health, Ministry of Health, Nairobi, Kenya

M. Kitenge, Director, Department of Local Production Control, Zaire Control Agency, Kinshasa, Zaire

F.X.R. van Leeuwen, Senior Toxicologist, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, Netherlands

Y. Magara, Director, Department of Water Supply Engineering, Institute of Public Health, Tokyo, Japan

N.S. McDonald, Director, Water Branch, Department of Primary Industries and Energy, Canberra, Australia

B. Mintz, Chief, Exposure Assessment and Environmental Fate Section, Office of Science and Technology, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

F. Niang, Chief, Laboratory Service, Senegalese National Water Management Company, Dakar, Senegal

R.F. Packham, Marlow, England

Y.A. Rakhmanin, Academician of Russian Academy of Natural Sciences, A.N. Sysin Research Institute of Human Ecology and Environmental Health, Moscow, Russian Federation

F.G.R. Reyes, Professor of Food Toxicology, Department of Food Science, State University of Campinas, Brazil *(Rapporteur)*

T. Saleh, WHO Regional Support Office, Cairo, Egypt

E. Sandberg, Senior Toxicologist, National Food Administration, Uppsala, Sweden

Nantana Santatiwut, Director, Environmental Health Division, Department of Health, Ministry of Public Health, Bangkok, Thailand

R. Sarin, Scientist, National Environmental Engineering Research Institute (NEERI), Nehru Marg, Nagpur, India

C. Shaw, Senior Advisor Scientist, Public Health Services, Department of Health, Wellington, New Zealand

J.A. Sokal, Director, Institute of Occupational Medicine and Environmental Health, Sosnowiec, Poland

P. Toft, Health Protection Branch, Environmental Health Directorate, Department of National Health and Welfare, Ottawa, Canada *(Chairman)*

D. Tricard, Sanitary Engineer, Ministry of Health and Humanitarian Action, Department of Health, Paris, France

المراقبون

M.J. Crick, Radiation Safety Specialist, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria

A.M. van Dijk-Looyaard, Senior Scientist Drinking-Water Standards, KIWA N.V. Research and Consultancy, Nieuwegein, Netherlands

O. Hydes, Drinking Water Inspectorate, Department Of the Environment, London, England

M. Rapinat, International Water Supply Association, Compagnie générale des Eaux, Paris, France

Y. Richard, Head Engineer, Société DEGREMONT-CIRSEE, Le Pecq, France

H. Rousseau, Division des Eaux de Consommation, Direction des Ecosystèmes urbains, Ministere de l'Environnement, Ste Foy, Quebec, Canada

J.E. Samdal, Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Oslo, Norway

F. Sarhan, CIBA-GEIGY Ltd, Basel, Switzerland (representing the International Group of National Associations of Manufacturers of Agrochemical Products)

E.A. Simpson, Commission of the European Communities, Brussels, Belgium

T. Yanagisawa, Director, Technical Management Section, Management and Planning Division, Bureau of Waterworks, Tokyo, Japan

الأمانة

J. Bartram, Manager, Overseas Development, The Robens Institute of Health and Safety, University of Surrey, Guildford, England

X. Bonnefoy, Environmental Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

A. Enevoldsen, Environmental Health Planning/Ecology, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen Denmark

J.K. Fawell, Principal Toxicologist, Water Research Centre, Medmenham, England

B.H. Fenger, Water and Waste Scientist, WHO European Office for Environment and Health, Rome, Italy

H. Galal-Gorchev, International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland

R. Helmer, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

الملحق 1

J. Kenny, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

U. Lund, Water Quality Institute. Horsholm, Denmark

M. Mercier, Director, International Programme on Chemical Safety. World Health Organization, Geneva, Switzerland

H. Moller. Scientist, Unit of Carcinogen Identification and Evaluation, International Agency for Research on Cancer, Lyon, France

G. Ozolins, Manager, Prevention of Environmental Pollution, Division of Environmental Health, World Health Organization, Geneva, Switzerland

E.B. Pike, Water Research Centre, Medmenham. England M Sheffer, Scientific Editor, Orleans, Canada

S. Tarkowski, Director, Environment and Health. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark

الملحق 2. جداول القيم الدلالية

تعرض الجداول التالية موجزاً للقيم الدلالية للمكروبات والمـواد الكيميائيـة الموجـودة في ميـاه الشرب. ولا ينبغي استعمال كل قيمة من هذه القيم بأخذها مباشرة مـن الجـداول. ولا يجـوز استخدام القيم الدلالية وتفسيرها بمعزل عن المعلومات الواردة في النص وفي المجلد 2 "المعايير الصحية والمعلومات الداعمة الأخرى".

الجدول م2 ـ 1 النوعية البكتريولوجية لمياه الشرب[أ]

الكائنات الحية	القيمة الدلالية
كل المياه المعدة للشرب	
الإشريكية القولونية أو الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة[ب، ج]	يفترض أن لا يكون من الممكن الكشف عنها في أي عينة مقدارها 100 مل
المياه المعالجة الداخلة إلى نظام التوزيع	
الإشريكية القولونية أو الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة[ب]	يفترض أن لا يكون من الممكن الكشف عنها في أي عينة مقدارها 100 مل
إجمالي الجراثيم القولونية	يفترض أن لا يكون من الممكن الكشف عنها في أي عينة مقدارها 100 مل
المياه المعالجة داخل نظام التوزيع	
الإشريكية القولونية أو الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة[ب]	يفترض أن لا يكون من الممكن الكشف عنها في أي عينة مقدارها 100 مل
إجمالي الجراثيم القولونية	يفترض أن لا يكون من الممكن الكشف عنها في أي عينة مقدارها 100 مل
	في حالة الإمدادات الكبيرة، حيث يتم فحص عدد كافٍ من العينات يفترض أن لا تكون موجودة في 95% من العينات المأخوذة طوال أي فترة تبلغ 12 شهراً.

(أ) يجب اتخاذ الإجراء الاستقصائي الفوري بمجرد الكشف عن الإشريكية القولونية أو إجمالي الجراثيم القولونية. ويتمثل الحد الأدنى من الإجراءات في حالة إجمالي الجراثيم القولونية في إعادة أخذ العينات وإذا تم الكشف عن الجراثيم مرة ثانية عندها يجب تحديد السبب باستقصاء فوري آخر.

(ب) على الرغم من كون الإشريكية القولونية هي المؤشر الأكثر دقة فيما يتعلق بالتلوث البرازي، يظل تعداد الجراثيم القولونية المتحملة للحرارة بديلاً مقبولاً. ولابد من إجراء اختبارات تأكيدية دقيقة إذا دعت الضرورة. ويعد إجمالي الجراثيم القولونية مؤشراً غير مقبول بالنسبة للجودة الصحية في إمدادات المياه الموجودة في المناطق الريفية وخصوصاً في المناطق المدارية حيث يظهر الكثير من الجراثيم التي لا تتصف بالأهمية الصحية في جميع الإمدادات غير المعالجة تقريباً.

(ج) من المسلم به أن التلوث البرازي منتشر على نطاق واسع في الأغلبية العظمى من إمدادات المياه الريفية في البلدان النامية. في مثل هذه الظروف يجب على هيئة الترصد الوطنية وضع أهداف متوسطة الأمد فيما يتعلق بالتحسين المتواصل لإمدادات المياه وفقاً للتوصيات الواردة في المجلد 3 من "دلائل جودة مياه الشرب".

الجدول م2 ـ 2 المواد الكيميائية ذات الأهمية الصحية في مياه الشرب

أ. المقوّمات اللاعضوية

	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	ملاحظات
الأنتيمون	0.005 (P)[ب]	
الأرسينيك (الزرنيخ)	0.01[ج] (P)	من أجل زيادة احتمال خطر سرطان الجلد البالغ قدره 6×10^{-4}
الباريوم	0,7	
البيريليوم		NAD[د] المعطيات غير كافية
البورون	0,3	
الكادميوم	0,003	
الكروم	0,05 (P)	
النحاس	2 (P)	الصفات المؤثرة على اللون أو الطعم أو الرائحة ATO[هـ]
السيانيد	0,07	
الفلوريد	1,5	يجب أخذ الشروط المناخية وحجم المياه المستهلكة والمدخول من مصادر أخرى بعين الاعتبار عند وضع معايير وطنية
الرصاص	0,01	من المعروف أنه ليس كل المياه سوف تحقق القيمة الدلالية على الفور، وإلى أن يتحقق ذلك يجب تنفيذ كافة الإجراءات الأخرى الموصى بها لخفض إجمالي التعرض للرصاص
المنغنيز	0,5 (P)	الصفات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة
الزئبق (إجمالي)	0,001	
الموليبدينوم	0,07	
النيكل	0,02	
النترات (NO_3^-)	50	يجب أن لا يتعدى حاصل نسبة تركيز كل منهما إلى قيمته الدلالية العدد 1
النتريت (NO_2^-)	3(P)	
السيلينيوم	0,01	
اليورانيوم		المعطيات غير كافية

ب. المقوّمات العضوية

	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	ملاحظات
الألكانات المكلورة		
تيتراكلوريد الكربون	2	
ثنائي كلور الميثان	20	
1،1 ـ ثنائي كلور الإيثان		المعطيات غير كافية
2،1 ـ ثنائي كلور الإيثان	30(ب)	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10^{-5}
1،1،1 ـ ثلاثي كلور الإيثان	(P) 2000	
الإيثينات المكلورة		
كلوريد الفينيل	5(ب)	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10^{-5}
1،1 ـ ثنائي كلور الإيثين	30	
2،1 ـ ثنائي كلور الإيثين	50	
ثلاثي كلور الإيثين	(P) 70	
رباعي كلور الإيثين	40	
الهيدروكربونات الأروماتية		
البنزين	10(ب)	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10^{-5}
التولوين	700	التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة
الزيلين	500	التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة
إثيل البنزين	300	التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة
الستايرن	20	التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة
بنزو(أ)بيرين	0,7(ب)	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10^{-5}
البنزين المكلور		
أحادي كلور البنزين	300	التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة
2،1 ـ ثنائي كلور البنزين	1000	التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة
3،1 ـ ثنائي كلور البنزين		المعطيات غير كافية
4،1 ـ ثنائي كلور البنزين	300	التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة
ثلاثي كلور البنزين (إجمالي)	20	التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة
متنوعات		
ثنائي الأديبات (2 ـ إيثيلكسيل)	80	
ثنائي الفثالات (2 ـ إيثيلكسيل)	8	
الأكريلاميد	0,5(ب)	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10^{-5}
الايبيكلوروهيدرين	(P) 0,4	
سداسي الكلوروبوتادين	0,6	
حمض الايديتيك (EDTA)	(P) 200	
حمض ثلاثي الأسيتيك النتريلي	200	
مركبات القصدير الثنائية الألكيل		المعطيات غير كافية
أكسيد القصدير الثلاثي البوتيل	2	

جـ مبيدات الهوام

	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	ملاحظات
الألاكلور	20(ب)	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10-5
الألديكارب	10	
الألدرين وثنائي الألدرين	0,03	
الأترازين	2	
البنتازون	30	
الكاربوفوران	5	
الكلوردين	0,2	
الكلوروتولورون	30	
الد.د.ت	2	
1، 2 ثنائي برومو ـ 3 ـ كلوروبروبان	1(ب)	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10-5
2، 4 ـ د	30	
1، 2 ثنائي الكلوروبروبان	20 (P)	
1، 3 ثنائي الكلوروبروبان		المعطيات غير كافية NAD
1، 3 ثنائي الكلوروبروبان	20(ب)	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10-5
ثنائي بروميد الإيثيلين		المعطيات غير كافية NAD
سباعي الكلور وابيوكسيد سباعي الكلور	0,03	
السداسي الكلوروبنزين	1(ب)	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10-5
الإيزوبروتورون	9	
اللندان	2	
MCPA	2	
الميثوكسي كلور	20	
الميتولاكلور	10	
المولينيت	6	
البنديميثالين	20	
البنتاكلوروفينول	9 (P)	
البيرميثرين	20	
البروبانيل	20	
البيريديت	100	
السيمازين	2	
التريفلورالين	20	
الكلوروفينوكسي مبيدات الأعشاب مع استبعاد 2، 4 ـ د وMCPA		
2، 4 ـ د ب	90	
الديكلوروبروب	100	
الفينوبروب	9	
MCPB		المعطيات غير كافية NAD
الميكوبروب	10	
2، 4، 5 ـ ت	9	

د. المطهرات والنواتج الثانوية المطهرة

المطهرات	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	ملاحظات
أحادي الكلورامين	3	
أحادي وثلاثي كلورامين		المعطيات غير كافية
الكلور	5	التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة. لتحقيق تطهير فعال يجب أن يكون تركيز الكلور المتبقيّ الحر < 0,5 مغ/لتر بعد 30 دقيقة على الأقل من التلامس مع باهاء < 8,0
ثاني أكسيد الكلور		لم يتم إثبات قيمة دلالية نظراً لسرعة تعطل ثاني أكسيد الكلور ولأن القيمة الدلالية للكلوريت كافية للوقاية من أي سمية محتملة من ثنائي أكسيد الكلور
اليود		المعطيات غير كافية

النواتج الثانوية المطهرة	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	ملاحظات
البرومات	25[illegible] (P)	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 7×10^{-4}
الكلورات		المعطيات غير كافية
الكلوريت	(P) 200	
الكلوروفينولات		
2 ـ الكلوروفينول		المعطيات غير كافية
4،2 ـ ثنائي الكلوروفينول		المعطيات غير كافية
6،4،2 ـ ثلاثي الكلوروفينول	200[illegible]	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10^{-5}، التركيزات المؤثرة في اللون أو الطعم أو الرائحة
الفورمالدهيد	900	
إمْ أكس MX		المعطيات غير كافية
ثلاثي الهالوميثانات		لا ينبغي لحاصل نسبة تركيز أيٍّ من هذه المركبات إلى قيمته الدلالية أن يزيد على 1
البروموفورم	100	
ثنائي البرومو كلوروميثان	100	
البرومو ثنائي الكلوروميثان	60[illegible]	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10^{-5}
الكلوروفورم	200[illegible]	من أجل زيادة نسبة احتمال الخطر البالغ قدره 10^{-5}
أحماض الأسيتيك المكلورة		
حمض أحادي الكلورو أسيتيك		المعطيات غير كافية
حمض ثنائي الكلورو أسيتيك	(P) 50	
حمض ثلاثي الكلورو أسيتيك	(P) 100	
هيدرات الكلورال (ثلاثي الكلورو اسيتالدهيد)	(P) 10	
الكلورو اسيتون		المعطيات غير كافية

النواتج الثانوية المطهرة	القيمة الدلالية (مكروغرام/لتر)	ملاحظات
الأسيتونيتريلات المهلجنة		
ثنائي الكلورو أسيتونيتريل	90 (P)	
ثنائي البرومو أسيتونيتريل	100 (P)	
البرموكلورو أسيتونيتريل		المعطيات غير كافية
ثلاثي الكلورو أسيتونيتريل	1 (P)	
كلوريد السيانوجين (على شكل CN)	70	
كلوروبكرين		المعطيات غير كافية

(أ) (P) ـ قيمة دلالية مؤقتة. يستخدم هذا المصطلح للمقوِّمات التي تتوافر من أجلها بعض البينات الدالة على خطر محتمل، ولكن عندما تكون المعلومات المتوافرة حول الآثار على الصحة محدودة، أو في حالة استخدام عامل ارتياب أكبر من 1000 أثناء اشتقاق الدخول اليومي الممكن تحمله (TDI). كما يوصى بالقيم الدلالية المؤقتة لما يلي: (1) المواد التي ستكون القيم الدلالية المحسوبة لها دون مستوى التحديد الكمّي العملي، أو دون المستوى الممكن تحقيقه من خلال طرائق المعالجة العملية أو (2) عندما يكون من الراجح أن يؤدي التطهير إلى قيمة دلالية يتم تجاوزها

(ب) بالنسبة للمواد التي تعتبر مسرطنة، تمثل القيمة الدلالية تركيز المادة في مياه الشرب المرتبط بزيادة نسبة خطورة الإصابة بالسرطان على مدى العمر وهو 10^{-5} (سرطان واحد إضافي لكل 100 000 من السكان) الذين يبتلعون مياه الشرب التي تحتوي المادة بتركيز موافق للقيمة الدلالية لمدة 70 عاماً). ويمكن حساب التركيزات المرتبطة بزيادة احتمال خطر السرطان المقدر على مدى العمر وهو 10^{-4} و 10^{-6} بضرب القيمة الدلالية الأولى بـ 10 وتقسيم الثانية على 10.

أما في الحالات التي يكون فيها التركيز المرتبط بزيد احتمال خطر السرطان على مدى العمر وهو 10^{-5}، غير ممكن عمليا نتيجة للتقنيات غير الملائمة في التحليل والمعالجة، فيوصى عندها بحساب قيمة دلالية مؤقتة عند مستوى يمكن تطبيقه ويتم تقديم الحساب المقدَّر لزيادة نسبة خطورة الإصابة بالسرطان المرتبط بذلك على مدى العمر.

ويجب التأكيد على أن القيم الدلالية الخاصة بالمواد المسرطنة قد تمت حوْسَبتها بالاستناد إلى نماذج رياضية افتراضية لا يمكن التحقق منها تجريبياً وأن من الواجب تفسير القيم تفسيراً مختلفاً عنه في حالة القيم المبنية على أساس مدخول يومي يمكن تحمله نظراً للافتقار إلى الدقة في النماذج. وفي أحسن الأحوال يجب اعتبار هذه القيم بمثابة تقديرات تقريبية لاحتمالات خطر السرطان، والنماذج المستخدمة من النوع المتحفظ. أما التعرض المعتدل القصير الأجل لمستويات تتجاوز القيمة الدلالية الخاصة بالمُسرْطنات فلا تؤثر على احتمال الخطر تأثيراً معتداً

(ج) NAD ـ لا توجد معطيات كافية لإصدار توصية بقيمة دلالية من أجل الصحة.

(د) ATO ـ يمكن لتركيزات المادة المساوية للقيمة الدلالية من أجل الصحة أو الأدنى منها أن تؤثر على مظهر، أو طعم، أو رائحة الماء.

الجدول م2 ـ 3 المواد الكيميائية غير ذات الأهمية الصحية في تركيزاتها الموجودة في الأحوال العادية في مياه الشرب

المادة الكيميائية	ملاحظات
الأميانت	U
الفضة	U
القصدير	U

U ـ ليس من الضروري التوصية بوضع قيمة دلالية من أجل الصحة لهذه المواد نظراً لعدم خطورتها على صحة الإنسان في تركيزاتها التي توجد بها بصورة طبيعية في مياه الشرب

الجدول م2 ـ 4 المقومات المشعة في مياه الشرب

	قيمة الحجب (Bq/لتر)	ملاحظات
إجمالي نشاط ألفا	0,1	في حالة تجاوز قيمة الحجب يحتاج الأمر إلى تحليل أكثر تفصيلاً للنويدات المشعة. ولا تشير القيم العالية بالضرورة إلى أن المياه غير مناسبة للإستهلاك البشري
إجمالي نشاط بيتا	1	

الجدول م2 ـ 5 المواد والمتثابتات الموجودة في مياه الشرب التي يمكن أن تكون باعثاً للشكاوي من قبل المستهلكين

	المستويات التي يرجح أن تسبِّب شكاوى المستهلكين[أ]	أسباب شكاوى المستهلكين
المتثابتات الفيزيائية		
اللون	15 وحدة لون حقيقي[ب]	المظهر
الطعم والرائحة	–	يجب أن يكونا مقبولين
درجة الحرارة	–	يجب أن تكون مقبولة
العكر	5 وحدة قياس العكر[ج]	المظهر من أجل التطهير النهائي الفعّال يجب أن يكون ناصف العكر ≤ 1 NTU، العينة المفردة ≤ 5 من وحدات قياس العكر
المقوِّمات اللاعضوية		
الألومنيوم	0,2 مغ/لتر	الترسبات وتغير اللون
الأمونيا	1.5 مغ/لتر	الرائحة والطعم
الكلوريد	250 مغ/لتر	الطعم والإنتكال
النحاس	1 مغ/لتر	تلطيخ الغسيل والأدوات الصحية القيمة الدلالية المؤقتة من أجل الصحة 2 مغ/لتر
العسرة	–	العسرة العالية ـ ترسبات الأفلاس وتشكل الغثاء العسرة المنخفضة ـ إمكانية الإنتكال
سولفيد الهيدروجين	0.05 مغ/لتر	الرائحة والطعم
الحديد	0.3 مغ/لتر	تلطيخ الغسيل والأدوات الصحية
المنغنيز	0,1 مغ/لتر	تلطيخ الغسيل والأدوات الصحية (القيمة الدلالية المؤقتة 0,5 مغ/لتر)
الأوكسجين المذاب	–	آثار غير مباشرة
الباهاء pH	–	الباهاء المنخفض: الإنتكال الباهاء المرتفع: الطعم والملمس الصابوني يفضل < 8,0 للتطهير الفعّال مع الكلور
الصوديوم	200 مغ/لتر	الطعم
السلفات	250 مغ/لتر	الطعم والإنتكال
إجمالي الجوامد الذائبة	1000 مغ/لتر	الطعم
الزنك	3 مغ/لتر	المظهر والطعم
التولوين	24 ـ 170 مكروغرام/لتر	الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 700 مكروغرام/لتر)
الزيلين	20 ـ 1800 مكروغرام/لتر	الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 500 مكروغرام/لتر)
إيثيل البنزين	2 ـ 200 مكروغرام/لتر	الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 300 مكروغرام/لتر)
الستايرين	4 ـ 2600 مكروغرام/لتر	الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 20 مكروغرام/لتر)

الملحق 2

	المستويات التي يرجح أن تسبب شكاوى المستهلكين[أ]	أسباب شكاوى المستهلكين
أحادي الكلوروبنزين	10 ـ 120 مكروغرام/لتر	الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 300 مكروغرام/لتر)
2.1 ـ ثنائي الكلوروبنزين	1 ـ 10 مكروغرام/لتر	الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 1000 مكروغرام/لتر)
4.1 ـ ثنائي الكلوروبنزين	0.3 ـ 30 مكروغرام/لتر	الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 300 مكروغرام/لتر)
ثلاثي الكلوروبنزين (إجمالي)	5 ـ 50 مكروغرام/لتر	الرائحة والطعم (القيمة الدلالية من أجل الصحة 20 مكروغرام/لتر)
المنظفات التركيبية	ـ	الرغوة والطعم والرائحة
المطهرات والنواتج الثانوية المطهرة		
الكلور	600 ـ 1000 مكروغرام/لتر	الطعم والرائحة (القيمة الدلالية من أجل الصحة 5 مغ/لتر)
الكلوروفينولات		
2 ـ كلوروفينول	0.1 ـ 10 مكروغرام/لتر	الطعم والرائحة
4،2 ـ ثنائي كلوروفينول	0.3 ـ 40 مكروغرام/لتر	الطعم والرائحة
6،4،2 ـ ثلاثي الكلوروفينول	2 ـ 300 مكروغرام/لتر	الطعم والرائحة (القيم الدلالية من أجل الصحة 200 مكروغرام/لتر)

(أ) المستويات المشار إليها ليست أرقاماً دقيقة. إذ يمكن أن تحدث المشاكل عند مستوى قيم أدنى أو أعلى تبعاً للظروف المحلية. وقد أُدرج مجال التركيزات عتبة الطعم والرائحة للمكونات العضوية.

(ب) TCU ـ وحدة قياس اللون الحقيقي.

(ج) NTU ـ وحدة قياس العكر.